

Kleinsäuger in Überschwemmungsgebieten

Von der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Naturwissenschaften
(Dr. rer. Nat.)

genehmigte
Dissertation

von Petra Kosel
aus Hamburg

1. Referent: Prof. Dr. H. Klingel

2. Referent: Prof. Dr. H. G. Wolff

eingereicht am: 05.07.1999

mündliche Prüfung (Disputation) am: 13.09.1999

1999

(Druckjahr)

Vorveröffentlichungen der Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät, vertreten durch den Mentor der Arbeit, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Tagungsbeiträge

KOSEL, P. und H. KLINGEL (1997): Populationsdynamik von Kleinsäugetieren in Überschwemmungsgebieten. (Poster). Z. für Säugetierk., Sonderheft zum Band 62. S.27.

KOSEL, P. und H. KLINGEL (1998): Populationsdynamik von Kleinsäugetieren in Überschwemmungsgebieten II. (Poster). BMBF-Verbundvorhaben Ökosystemmanagement für Niedermoore, Braunschweig 1998. S.48.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	5
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND METHODEN.....	9
2.1	UNTERSUCHUNGSGEBIETE	9
2.1.1	Geographische Lage und Geologie.....	9
2.1.2	Untersuchungs- und Ausweichflächen	10
2.1.2.1	Untersuchungsgebiet F1	10
2.1.2.2	Untersuchungsgebiete F2 und F5	12
2.1.2.3	Untersuchungsgebiet F3	14
2.1.2.4	Untersuchungsgebiet F4	16
2.1.3	Klima und Wasserstand	18
2.1.3.1	Temperatur und Niederschlag	18
2.1.3.2	Wasserstand und Überflutungsereignisse	19
2.2	MATERIAL UND METHODEN	21
2.2.1	Fallen.....	21
2.2.2	Fangmethode	22
2.2.2.1	Fangperioden und Fallenkontrollen.....	22
2.2.2.2	Fallenstandorte	23
2.2.2.3	Köder	24
2.2.2.4	Datenaufnahme.....	24
2.2.3	Versuchsdesign.....	25
2.2.4	Datenauswertung	26
3	ERGEBNISSE	31
3.1	ÜBERSICHT ÜBER DIE FANGERGEBNISSE	31
3.2	ARTENGEMEINSCHAFTEN	33
3.2.1	Dominanzstruktur	33
3.2.2	Diversität und Evenness.....	36
3.3	POPULATIONSDYNAMIK	39
3.3.1	Abundanzdynamik.....	39
3.3.1.1	Relative Gesamtabundanz und MNA	39
3.3.1.2	Relative Abundanz der Arten.....	41
3.3.2	Populationsstruktur	43
3.3.2.1	Geschlechterverhältnis und Juvenilenanteil.....	43
3.3.2.2	Reproduktionsstatus	46
3.3.2.3	Gewichtsverteilung.....	50
3.3.3	Besiedlung und Residenz	55
3.3.3.1	Neufänge und Immigration	55

3.3.3.2	Residenzstatus	56
3.3.3.3	Siedlerstruktur	57
3.3.4	Individuenturnover und Überleben	62
3.3.4.1	Individuenturnover.....	62
3.3.4.2	Überlebensraten	64
3.3.4.3	Überleben der Fangkohorten	66
3.4	RAUMNUTZUNG.....	70
3.4.1	Dispersion und Rand-Effekt	70
3.4.2	Distanzen und Aktivitätszentrenverlagerung.....	72
3.4.3	Einfluß von Mahd	73
3.5	HOCHWASSERBEDINGTES VERHALTEN, MIGRATION UND WIEDERBESIEDLUNG	75
3.5.1	Nutzung höher gelegener Flächen und Wege.....	75
3.5.2	Fläche F4 als Sonderfall	77
3.5.3	Auswirkungen geringerer Überflutungen.....	78
3.5.4	Wiederbesiedlung der Überflutungsflächen	80
3.6	FANGVERHALTEN UND METHODIK	82
3.6.1	Untersuchung der Fallentypen	82
3.6.1.1	Fallenfrequentierung und Fangeffizienz	82
3.6.1.2	Fallenpräferenz	84
3.6.1.3	Fang nach Gewicht	86
3.6.1.4	Fallenfunktion.....	88
3.6.2	Fallenisolierung.....	89
3.6.3	Fängigkeit	90
3.6.3.1	Fangdichte und Fangerfolg.....	90
3.6.3.2	Wiederfangrate	93
3.6.3.3	Tag- und Nachtfang	94
3.6.3.4	Fänge in derselben Falle.....	96
3.6.4	Fallentod.....	100
3.6.4.1	Totfänge.....	100
3.6.4.2	Totfang in den verschiedenen Fallentypen.....	101
3.6.4.3	Monatliche Todesrate und Klimaeinfluß	102
4	DISKUSSION	105
4.1	ARTEN UND ARTENGEMEINSCHAFTEN DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN	105
4.1.1	Ökologie und Populationsdynamik der Hauptarten.....	105
4.1.1.1	Apodemus agrarius	105
4.1.1.2	Apodemus flavicollis	109
4.1.1.3	Clethrionomys glareolus	112
4.1.1.4	Microtus agrestis.....	116
4.1.1.5	Microtus arvalis	119

4.1.1.6	Sorex araneus	124
4.1.2	Ökologie und Populationsdynamik der Begleitarten.....	126
4.1.3	Artengemeinschaften und Konkurrenz	129
4.2	EINFLUß DER ÜBERSCHWEMMUNGEN UND REAKTIONEN	
	DER KLEINSÄUGER	133
4.2.1	Überleben oder Tod?	133
4.2.2	Wiederbesiedlungsmuster	136
4.2.2.1	Wiederbesiedlung nach Überflutungen geringeren Ausmaßes	136
4.2.2.2	Wiederbesiedlung nach völligem Zusammenbruch der Kleinsäugerbestände	137
4.2.3	Immigration.....	141
4.2.4	Beurteilung der Stabilität der Populationen und der Überflutungsflächen....	143
4.3	METHODIK UND FANGVERHALTEN	146
4.3.1	Methodenkritik	146
4.3.2	Fängigkeit.....	149
4.3.3	Vergleich der Fallentypen.....	153
4.3.3.1	Shermanfalle	153
4.3.3.2	Ugglan-Mehrfachfallen.....	155
4.3.3.3	Drahtwippfalle.....	156
4.3.3.4	Longworthfalle	157
4.3.4	Fallentod	159
4.4	SCHLUSSBETRACHTUNG.....	162
5	ZUSAMMENFASSUNG	165
6	LITERATUR.....	167
7	ANHANG.....	181

1 EINLEITUNG

Saisonale, meist regelmäßig wiederkehrende Überflutungen sind typische Erscheinungen in Flußniederungen. Sie treten insbesondere auch an Flußläufen in Erscheinung, an denen Auwälder, die als Retentionsgebiete und somit als Hochwasserschutz von Bedeutung sind, aufgrund von landwirtschaftlicher Nutzungsintensivierung gerodet wurden.

Diese landschaftlichen Veränderungen infolge anthropogener Eingriffe ziehen Veränderungen von Biozönosen nach sich. Der Bedarf, Informationen über die Auswirkungen von Eingriffen oder Naturereignissen zu erlangen, ist gewachsen. Jede Erweiterung des Verständnisses biologischer Zusammenhänge ist für den Natur- und Artenschutz und den Erhalt der Umwelt von Bedeutung. Da Kleinsäuger spezifische Ansprüche hinsichtlich bestimmter Biotopqualitäten wie Raumstruktur sowie zeitlicher und räumlicher Dynamik aufweisen, können sie zur Bewertung von Landschaftsausschnitten bzw. für eine Beurteilung möglicher Auswirkungen von Ereignissen, auch anthropogener Eingriffe, herangezogen werden. Aufgrund ihrer zentralen Stellung in vielen terrestrischen Nahrungsketten stellen sie eine wichtige Komponente des Ökosystems dar und sind als Forschungsobjekte von Bedeutung.

Nicht nur infolge ihrer bedeutungsvollen Position im Ökosystem, auch infolge ihrer, verglichen mit Großsäugern, leichteren Erforschbarkeit zählen Kleinsäuger zu den am häufigsten untersuchten Säugetieren. Ihre Untersuchung wird durch ihren kurzen und hohen „Turnover“, ihre schnelle Vermehrungsrate als r-Strategen sowie ihr häufiges Vorkommen erleichtert. Zeit- und Materialaufwand bleiben somit bei ihrer Erforschung vergleichsweise gering.

Auch im Zusammenhang mit Überschwemmungsereignissen sind Kleinsäuger vielfältig untersucht worden. Ein Großteil der Untersuchungen, die sich mit den Auswirkungen von Hochwasser auf Kleinsäugerzönosen beschäftigen, wurden in Amerika durchgeführt: Für die Arten *Microtus californicus*, *Microtus pennsylvanicus*, *Peromyscus leucopus* und weitere Arten liegen teils übereinstimmende, teils variierende Ergebnisse bezüglich ihrer Reaktion auf Überflutungen vor (STICKEL 1946, HARRIS 1953, FISLER 1961, TURNER 1966); aus Australien sind zur gleichen Thematik Untersuchungen über *Mus musculus* bekannt (TWIGG & KAY 1992).

Im europäischen Raum und hinsichtlich der Arten der Gattungen *Apodemus*, *Microtus*, *Mus* und *Sorex*, beschäftigten sich nur wenige Autoren mit dem Einfluß von Überschwemmungen. FLOWERDEW et al. (1977) führten hierzu Untersuchungen in einem Sumpfgebiet in England durch. BRTEK (1986) fand nach einer Flut der Donau eine schnelle

Wiederbesiedlung der Überflutungsflächen durch Arvicolinen, während die Soricinen die Flächen innerhalb einer Vegetationsperiode nicht wiederbesiedeln konnten. Ähnliche Ergebnisse erzielte BLUMENBERG (1982) in Feuchtgebieten an der Unterelbe. Eine schnellere Wiederbesiedlung insbesondere durch Soricinen beobachteten HAFERKORN et al. (1993) in Auwäldern an der Mittleren Elbe; nach dem völligen Zusammenbruch der Kleinsäugerbestände infolge eines Hochwassers erfolgte die Wiederbesiedlung in erster Linie durch Immigranten. Auch über *Talpa europaea* liegt eine Untersuchung zum Verhalten bei Hochwasser vor (JOHANNESSEN-GROSS & GROSS 1986).

Nach SHURE (1971) gilt eine Überschwemmung als limitierender Faktor für Zusammensetzung, Dichte und räumliche Verteilung von Kleinsäugergesellschaften. Hierbei lassen nicht nur Ausmaß und Dauer des Hochwasserereignisses unterschiedlich schwere Folgen für die Kleinnager vermuten, sondern insbesondere auch die Kombination ungünstiger klimatischer Bedingungen mit dem Hochwasser, wie es schon BLUMENBERG (1982) und HAFERKORN et al. (1993) fanden. Obgleich für fast alle Kleinsäuger ein ausgezeichnetes Schwimmvermögen nachgewiesen werden konnte (LÖHRL 1938, FRANK 1954, POKKI 1981), ergeben sich aufgrund der ungünstigen Volumen-Oberflächenrelation hohe Energieverluste bei Nässe und Kälte, die die Überlebenschancen erheblich reduzieren.

Aufgrund dieser Problematik steht neben der Erfassung der Nutzung der Nachbarflächen als Rückzugsgebiete die eventuelle Remigration der Kleinsäuger im Mittelpunkt des Interesses. Im weiteren sind das zeitliche Wiederbesiedlungsmuster der einzelnen Arten und die Sukzession der Artenzusammensetzung von Bedeutung. Es bleibt die Frage zu beantworten, ob es sich bei der Wiederbesiedlung um Neueinwanderer oder Remigranten handelt und ob eine Abhängigkeit von Alter, Geschlecht oder Reproduktionsstatus zu erwarten ist.

Kleinsäuger sind aufgrund ihrer ausgeprägten Verhaltensplastizität und ihrer raschen Vermehrung „Besiedlungspioniere“ (HALLE 1987). Unklar ist hierbei jedoch, inwieweit sie nach Überflutungen stabile Populationen aufbauen und in welchem Maße und über welchen Zeitraum das Hochwasser einen Einfluß auf die Stabilität der Fläche und die Populationsdynamik der Bewohner ausübt, die deshalb ebenso im Vordergrund der Betrachtung stehen sollte.

Zu dieser Thematik wurden in der vorliegenden Arbeit Untersuchungen auf verschiedenen Überflutungsflächen im Raum Gifhorn und Wolfsburg von Oktober 1995 bis Oktober 1997 durchgeführt. Die langfristige Beobachtung soll eine Beurteilung von Stabilität und Artendiversität des Lebensraumes Flußaue ermöglichen.

Für die Untersuchung der Populationsdynamik bzw. für Langzeitstudien im allgemeinen bietet die hier angewandte Fang-Wiederfang-Methode erhebliche Vorteile gegenüber Schlagfallenfängen. Andererseits geben die Nachteile des Lebendfallenfanges wie der vieldiskutierte Fallenstreß (CHITTY 1959, GOLLEY 1961, KORN 1987) oder der Fallentod (PLATT 1968, PERRIN 1975, FERNS 1978) Anlaß zur Kritik. Aufgrund der Notwendigkeit und Bedeutung von Analysen und Verbesserungsvorschlägen wurde diese Thematik bereits von mehreren Autoren aufgegriffen (ANDREZEJEWSKI & WROCLAWEK 1961, WIENER & SMITH 1972, WILLIAMS & BRAUN 1983), bedarf aber noch weiterer Untersuchungen und Diskussionen.

In diesem Zusammenhang wurden in der vorliegenden Untersuchung die unterschiedlichen Lebendfangfallen Sherman-, Große und Kleine Ugglan , Oos-Drahtwipp- und Longworthfalle zur Beantwortung differenzierter Fragestellungen wie Fangeffizienz, Funktion und Totfang eingesetzt. Überdies sind Fangverhalten und Fallenpräferenz der Kleinsäuger, wie sie schon von HOFFMANN (1993) in der Zweifachwahl mit der Shermanfalle getestet wurde, neben der Analyse verschiedener Isolationsvarianten Gegenstand der Betrachtung.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET UND METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiete

2.1.1 Geographische Lage und Geologie

Die Untersuchung wurde auf verschiedenen Untersuchungsflächen im Bereich Wolfsburg und Gifhorn durchgeführt (Abb. 2.1). Eine der Untersuchungsflächen befindet sich südlich von Warmenau bei Wolfsburg (F1), zwei weitere Flächen wurden in der Gemarkung Weyhausen bei Gifhorn in einem Landschaftsschutzgebiet gewählt (F2 und F5). Diese drei nicht weiter als 1 km voneinander entfernten Flächen liegen in der Niederung des Allerkanals. Die drei Flächen weisen Gleyböden (Auesedimente, Holozän) auf. Die Untersuchungsfläche bei Wendschott, zum Naturschutzgebiet Droemling nahe des Mittellandkanals gehörend, grenzt an den Vorderen Drömlingsgraben mit Verbindung zur Aller (F3). Bei diesem Gebiet handelt es sich um Niedermoor (Holozän). Die zwischen Fallersleben und Sülfeld liegende Untersuchungsfläche (F4) befindet sich in einem als Aufstaugebiet genutzten Bereich der Mühlenriede. Die Bodentypen dieser Region sind Parabraunerden und Gleyböden (Landschaftsrahmenplan, LANDKREIS GIFHORN 1990).

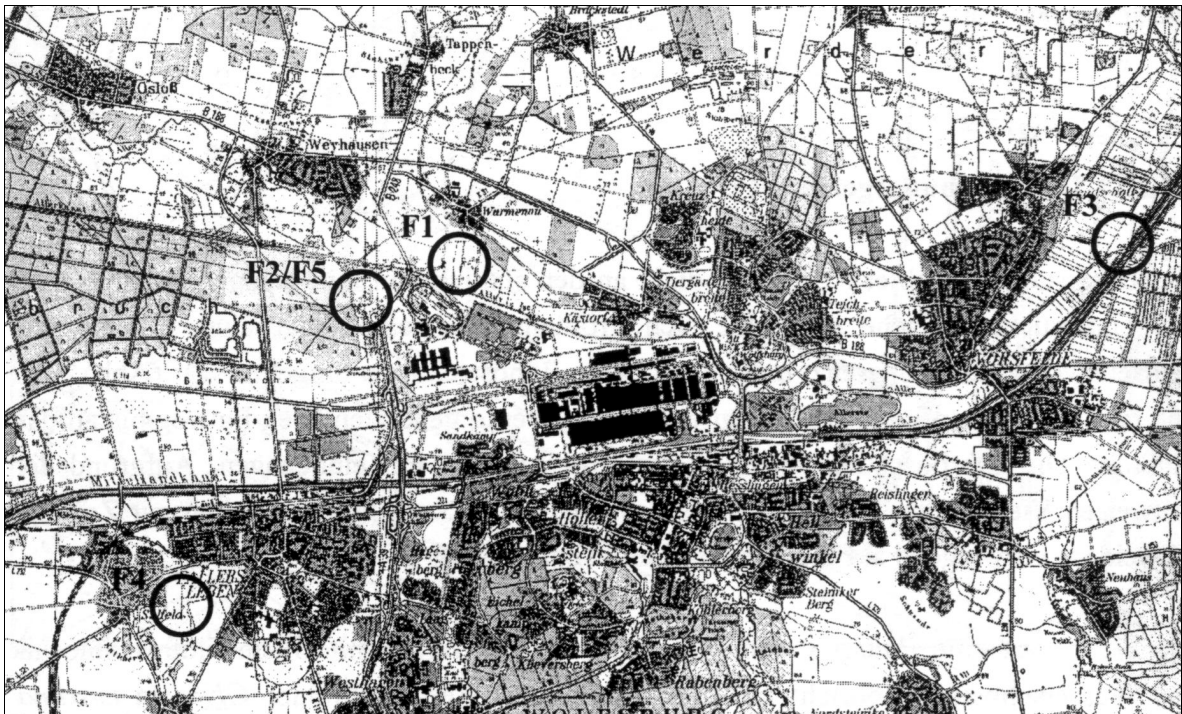


Abb. 2.1: Lage der Untersuchungsgebiete

Die den Flächen nächstgelegenen höheren Bereiche und Strukturen wurden ebenso wie die Wege und Raine in die Untersuchungen als mögliche Ausweichflächen für die Tiere bei Hochwasser mit einbezogen.

Als Untersuchungsflächen werden im folgenden die mit Fallengittern befangenen Flächen bezeichnet, als Untersuchungsgebiete die Gesamtheit der jeweiligen Untersuchungsflächen mit den zugehörigen Ausweichflächen bzw. umliegenden Gegebenheiten.

2.1.2 Untersuchungs- und Ausweichflächen

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte nach verschiedenen Kriterien und setzte Kompromißlösungen voraus. Grundsätzliche Voraussetzung war eine mindestens einmal jährliche Überflutung der Gebiete und die Zugänglichkeit der Flächen mit allen Materialien auch bei schlechten Verhältnissen wie Überflutungen oder Schnee. Mögliche Ausweichflächen sollten ebenfalls bei Hochwasser erreichbar sein. Auf der anderen Seite war die Ablegenheit der Flächen für ein ungestörtes Arbeiten von Bedeutung. Die Erlaubnis der Eigentümer und Pächter zur Benutzung der Flächen war ebenso eine Voraussetzung zur Wahl der Gebiete wie die Abstimmung mit der Jägerschaft. Die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen durfte die Arbeit nicht wesentlich beeinträchtigen. Die Zahl der Untersuchungsgebiete mußte wegen des arbeitstechnischen Aufwandes auf fünf begrenzt werden; so war ein regelmäßiges Befangen aller Flächen gewährleistet.

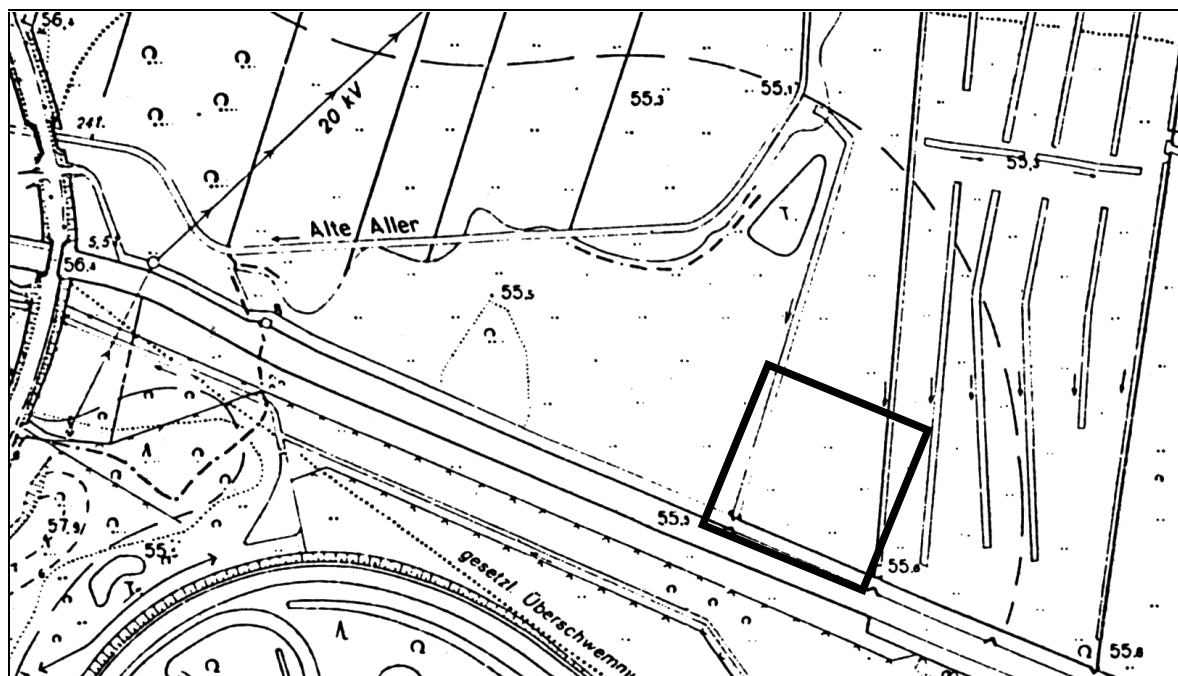
2.1.2.1 Untersuchungsgebiet F1

Das Untersuchungsgebiet F1 grenzte dicht an den südlich von ihm gelegenen Allerkanal. Die Untersuchungsfläche erstreckte sich größtenteils über eine eingezäunte Weide, die beidseits von Gräben begrenzt und von höheren Randstrukturen umgeben war (Abb. 2.2 a und b). Die Fläche reichte über einen vergrasteten, wenig genutzten Weg hinweg bis an das Flußufer. Die Uferböschung wurde in die Untersuchung mit einbezogen. Aufgrund der zeitweisen Viehhaltung auf dieser Fläche waren die Deckungsmöglichkeiten zur Zeit des Abweidens vorwiegend auf die Randstrukturen beschränkt.

Die Weide war eine *Phalaris arundinacea*-dominierte Wiese mit einem Flutrasenmosaik und Wasserschwaden-Röhricht mit dem dominanten Bestandsbildner *Glyceria maxima*. Das Allerufer war durch ein *Phalaris arundinacea-Urtica dioica*-Röhricht geprägt. Der Wegrand zur Wiese hin bestand aus einem Saum aus *Calamagrostis epigejos* mit



a) Photo



b) Detailkarte, ☐ Lage der Fläche

Abb. 2.2 a und b: Untersuchungsfläche F1

Begleitern, während die Grabenränder seitlich der Untersuchungsfläche F1 Seggen-Dominanzbestände mit Röhrichtarten als Begleiter aufwiesen (s. Tab. 7.12 a im Anhang).

Bei Überschwemmungen standen alle benachbarten parallel zum Allerkanal verlaufenden Flurstücke gleichmäßig hoch unter Wasser, so daß die nächst höhergelegenen Flächen in Abhängigkeit vom Ausmaß der Überschwemmung erst Hunderte von Metern entfernt wären.

2.1.2.2 Untersuchungsgebiete F2 und F5

Die beiden Untersuchungsflächen F2 und F5 lagen nur 100 m voneinander getrennt südlich des Allerkanals (Abb 2.3 a und b.). Die Untersuchungsfläche F2 lag inmitten einer zweimal jährlich gemähten Wiese auf einer natürlichen Aufsandung der Aller. Im Winter 1995/1996 war die Fläche zur Hälfte abgemäht. Hauptbestandsbildner waren eingesäte Futtergräser und Kräuter wie *Lolium perenne*, *Holcus lanatus* und *Trifolium repens*. Die Fläche war von einer *Calthion*-Wiese ohne Sumpfdotterblumen mit einem Flutrasenmosaik umgeben. Hochdeckend traten Klein- und Großseggen wie *Carex nigra*, *C. acuta* und *C. acutiformis* auf, flächenhaft dominant waren jedoch *Phalaris arundinacea*-Bestände auf einer geringfügigen, stark zersetzten Niedermoor-Torfschicht (s. Tab. 7.12 b im Anhang).

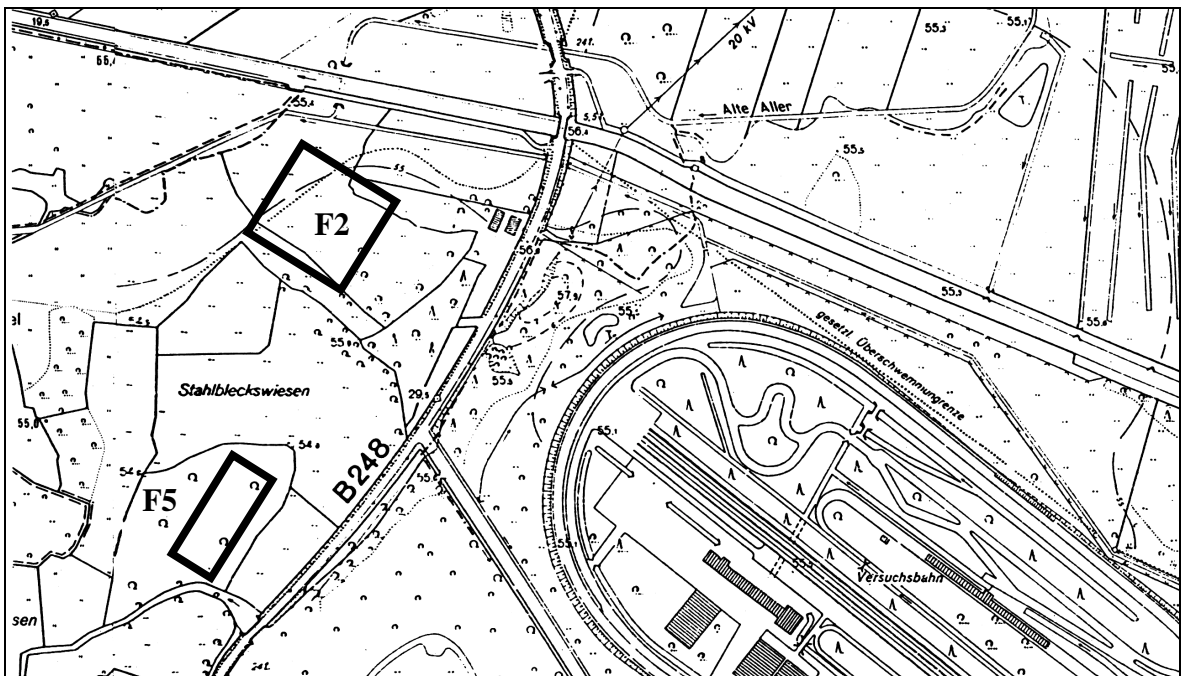
Die Fläche F5 wurde im September 1996 als Ersatz für die Fläche F2 gewählt, die aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung, die die Untersuchung sehr stark beeinträchtigte, aufgegeben werden mußte. Die Fläche F5 wurde von einem *Populus nigra* *hyb.*-Forst mit *Alnus glutinosa*-Unterpflanzung geprägt. Wegen der Bäume wurde bis dicht an den Flächenrand gemäht, die Fläche selber aber nicht. Hauptbestandsbildner dieser Fläche waren Röhrichte aus *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima*. Diese waren mosaikartig mit Seggenbeständen vergesellschaftet (s. Tab. 7.12 b im Anhang).

Die Fläche F5 war von einer einmal jährlich gemähten Sumpfdotterblumenwiese *Calthion* mit Herden aus *Carex acuta* umgeben, die mosaikartig mit Flutrasen aus *Agrostis stolonifera* *agg.* und Herden aus *Glyceria maxima* vergesellschaftet war. Vereinzelt traten lückige *Carex disticha* -Rieder auf. Darin eingebettet war ein kleinflächiges Mosaik aus *Carex nigra* mit einer *Agrostis canina*-Gesellschaft, *Eleocharis palustris* *agg.*, *Juncus bulbosus* und *Ranunculus flammula* *ssp.* -Flutrasen-Gesellschaft (s. Tab. 7.12 b im Anhang).

Nach Süden grenzte die Fläche F5 an einen *Alnus glutinosa*-*Betula pubescens*-Bruchwald mit Hopfen-Schleiergesellschaften (s. Tab. 7.12 b im Anhang). Dieser Wald war potentiell als Ausweichfläche für die Fläche F5 nutzbar. Die weiteren Entfernungen der beiden



a) Photo, Fläche F5 im Vordergrund



b) Detailkarte, □ Lage der Flächen

Abb. 2.3 a und b: Untersuchungsflächen F2 und F5

Untersuchungsflächen bis zu den nächstgelegenen höheren Ausweichflächen betrugen jeweils 50 - 100 m (Abb. 2.3 b). Bei Hochwasser waren die umgebenden Wiesen gleichmäßig und großräumig überflutet, nur die vereinzelt Waldbereiche lagen ebenso wie ein wenig genutzter Weg im Trockenen. Als mögliche Ausweichfläche kam im Osten beider Untersuchungsflächen ein frischer *Betula pubescens*–*Alnus glutinosa*–*Quercus robur*–Wald in Frage. Im Westen bot ein trockener bis mäßig frischer *Quercus robur*–*Alnus glutinosa*–*Sorbus aucuparia* –*Betula pubescens* und *Betula pendula*–Laubwald mit *Pteridium aquilinum*–Dominanz eine Ausweichmöglichkeit bei Hochwasser (Begleitarten s. Tab. 7.12 b im Anhang).

2.1.2.3 Untersuchungsgebiet F3

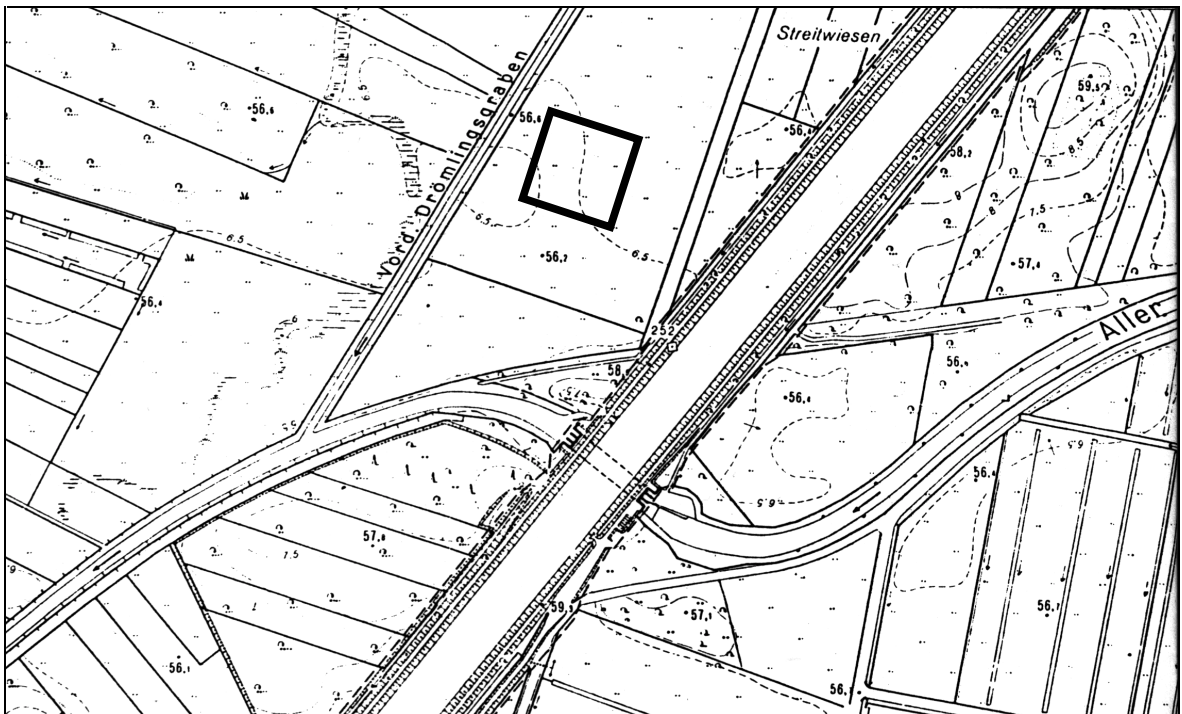
Das Gebiet F3 wurde im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Ökosystemmanagement für Niedermoore“, Teilprojekt Droemling, untersucht und für weitere Untersuchungen an Kleinsäufern zur Verfügung gestellt. Die zwischen Allerkanal und Vorderem Drömlingsgraben liegenden Streitwiesen waren in Parzellen verschiedenen Bewirtschaftungsregimes (z. B. Sukzession, Mahd) aufgeteilt. Die Untersuchungsfläche erstreckte sich über zwei dieser Bereiche, die im folgenden in Anlehnung an ihre Nutzung als Sukzessionsvariante und Einschnittvariante bezeichnet werden (Abb. 2.4 a und b).

Die Sukzessionsvariante war durch ungenutztes Landschilfröhricht mit Dominanz von *Glyceria maxima* und *Phalaris arundinacea* geprägt. Die Einschnittvariante wies genutztes Landschilfröhricht mit den selben Bestandsbildnern auf. Einige Großseggenbestände waren eingestreut (Begleitarten s. Tab. 7.12 c im Anhang).

Im Rahmen des Vernässungsmanagements Drömling wurde das Gebiet im Winter passiv durch Rückstau der eingestauten Hauptvorfluter überflutet, wobei das Hochwasser die Streitwiesen und angrenzende Flächen aufgrund nur geringer Höhenunterschiede großflächig überdeckte. Erst die 100 m entfernte Kanalböschung und die östlich in 300 m Entfernung gelegenen Wege und Waldstücke am Rand des Allerkanals boten trockengelegene Bereiche und somit mögliche Zufluchtsorte für Kleinsäuger.



a) Photo



b) Detailkarte, □ Lage der Fläche

Abb. 2.4 a und b: Untersuchungsfläche F3

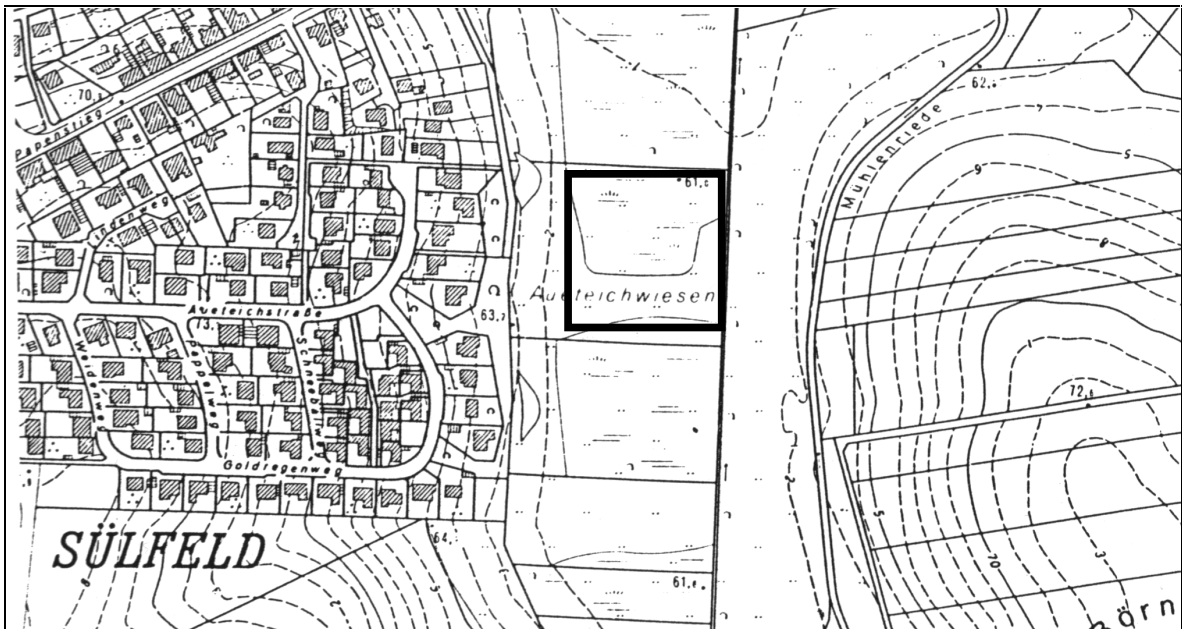
2.1.2.4 Untersuchungsgebiet F4

Die Untersuchungsfläche F4 lag in der Niederung des Mühlengrabens im Osten in einer Entfernung von 50 m zum Wasser, im Westen von nur 30 m zu einer Siedlung (Abb. 2.5). Die mögliche Ausweichfläche lag direkt neben der Untersuchungsfläche in einem höher gelegenen, vergrasten und von Büschen begrenzten Bereich, der als Durchgang von Anwohnern benutzt wurde. Wegen der Zerstörung der Fallen und weiterer Störungen mußte dieses Gebiet nach drei Monaten aufgegeben werden.

Die Fläche F4 war von einem Mosaik aus *Phararis arundinacea* und *Carex acuta* mit Ruderalisierungsanzeigern wie *Urtica dioica* und *Cirsium arvense* geprägt und von Schilfriedern eingeschlossen (Arten s. Tab. 7.12 d im Anhang). Die Ausweichfläche war reich strukturiert und wies eine Vielzahl an Arten auf: In ihrem süd- und nordexponierten Saum waren einheimische Gehölze, Ziergehölze und ein Krautschichtsaum aus Saum- und Wiesenarten und Störungszeigern zu finden (s. Tab. 7.12 d).



a) Photo



b) Detailkarte, □ Lage der Fläche

Abb. 2.5 a und b: Untersuchungsfläche F4

2.1.3 Klima und Wasserstand

2.1.3.1 Temperatur und Niederschlag

Die Temperatur- und Niederschlagswerte wurden täglich von der Wetterstation des Klärwerkes Wolfsburg gemessen und für diese Untersuchung zur Verfügung gestellt (Abb. 2.6). Die langjährigen Durchschnittswerte für die Region wurden dem Landschaftsrahmenplan für den Landkreis Gifhorn (1990) entnommen. Die niedrigsten durchschnittlichen Minimaltemperaturen wurden in der vorliegenden Untersuchung im Winter 1995/96 von Dezember bis März und im Winter 1996/97 von Dezember bis Januar registriert. Die Durchschnittstemperaturen für Januar lagen mit $-3,7\text{ °C}$ 1996 und $-2,2\text{ °C}$ 1997 etwas unter dem langjährigen Durchschnittswert von $0-0,5\text{ °C}$ der Region. Die höchsten durchschnittlichen Maximaltemperaturen waren jeweils im August mit $23,4\text{ °C}$ 1996 und $26,2\text{ °C}$ 1997 zu verzeichnen. Die Monatsmittelwerte vom Juli beider Untersuchungsjahre mit $15,4\text{ °C}$ und $18,3\text{ °C}$ wichen nur wenig vom regionalen Durchschnittswert von $17-17,5\text{ °C}$ ab.

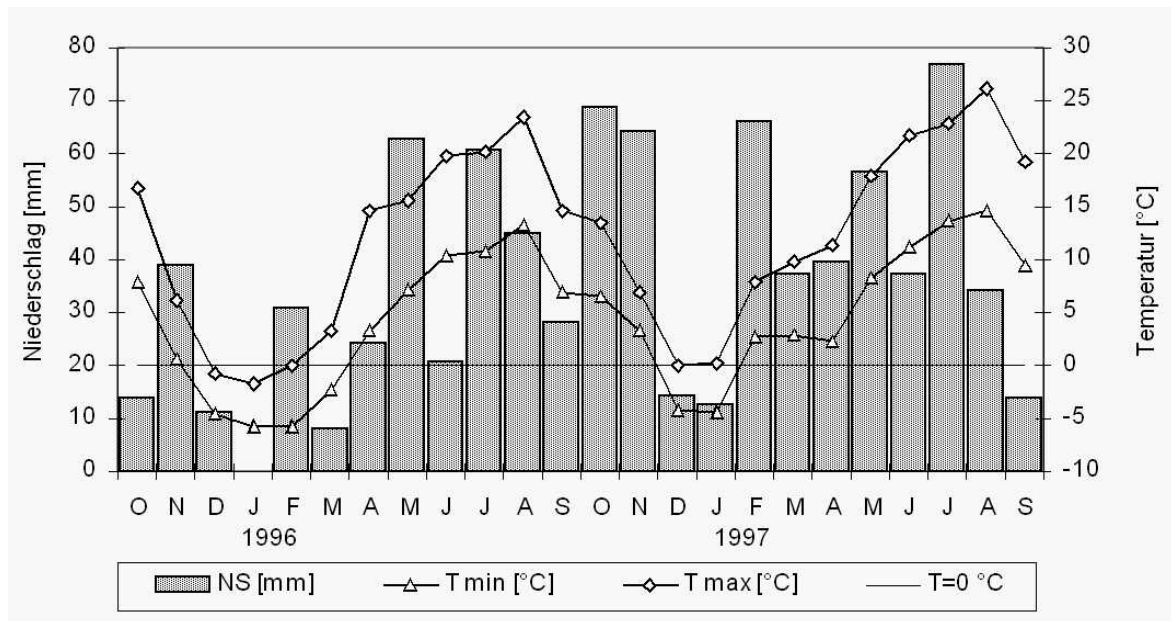


Abb. 2.6: Monatsmittel der minimalen und maximalen Temperaturen und monatlicher Niederschlag im Untersuchungszeitraum

Der Niederschlag war mit einem Durchschnittswert von bis zu $66,2\text{ mm}$ im Februar 1997 höher als im Winter 1996. In den Sommermonaten 1996 schwankten die Niederschlagswerte von $20,9\text{ mm}$ im Juni bis zu $62,7\text{ mm}$ im Mai. Im Sommer 1997 wurden Werte von $13,7\text{ mm}$ im September bis zu $76,9\text{ mm}$ im Juli gemessen.

Für die Region der Untersuchungsflächen sind Jahresschwankungen der Lufttemperatur von 16-17 °C angegeben. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt 600-700 mm. Hiervon entfällt ein Anteil von 10 % auf Schnee bei durchschnittlich 30 bis 40 Schneedeckentagen im Jahr. Die Anzahl der Nebeltage liegt im Mittel bei 50.

2.1.3.2 Wasserstand und Überflutungsereignisse

Der Wasserstand wurde auf der Fläche F3 an zwei hierfür eingerichteten Stationen dreibis viermal monatlich abgelesen (Abb. 2.7). Auf den übrigen Flächen wurde zwischen hoher, mittelhoher und niedriger bzw. teilweiser Überflutung unterschieden.

Die zeitliche Abfolge der Überflutungsereignisse in den einzelnen Gebieten zeigt Abb. 2.8. In dem besonders trockenen Jahr 1996 kam es nur auf der Fläche F4 zu einer höheren Überschwemmung, da in diesem Gebiet das Wasser der Mühlenriede im Winter künstlich aufgestaut wird. Die Fläche F3 wurde in diesem Jahr bis zu 15 cm Pegelstand über Flur überflutet (Abb. 2.7): Der Bereich der Einschnittvariante stand völlig unter Wasser, in dem Bereich der Sukzessionsvariante ragten ebenso wie auf den umliegenden Flächen umgeknickte, vertrocknete Grasbüschel über die Wasseroberfläche. Bei den hohen Wasserständen im Jahr davor und danach wurde die Vegetation aller Flächen vollständig vom Wasser bedeckt; der Pegelstand reichte auf der Fläche F3 bis zu 25 cm über Flur. Mit Ausnahme der vereinzelt Bäume der Fläche F3 und des Zaunes der Fläche F1 ragten weder Pflanzenteile noch sonstige Objekte, die die Kleinsäuger zur Rettung nutzen könnten, aus dem Wasser.

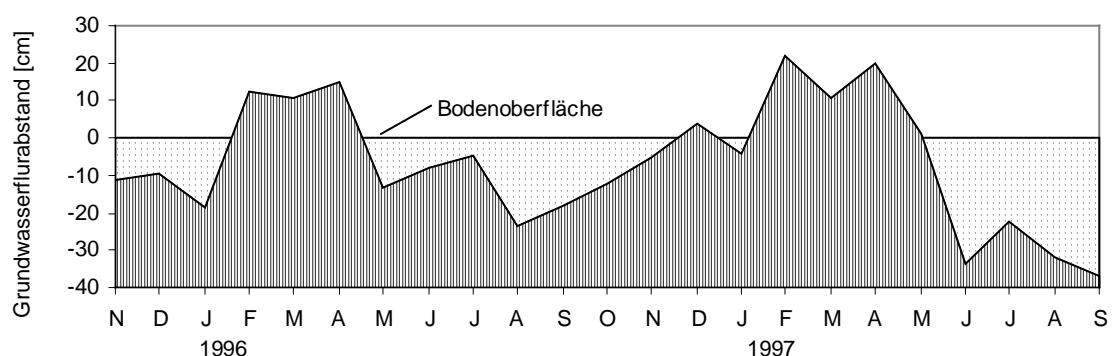


Abb. 2.7: Grundwasserflurabstand im Gebiet F3 im Untersuchungszeitraum

In den Jahren vor dieser Untersuchung waren alle Flächen in jedem Jahr über einen längeren Zeitraum hoch überflutet (Information der Anlieger und eigene Beobachtung).

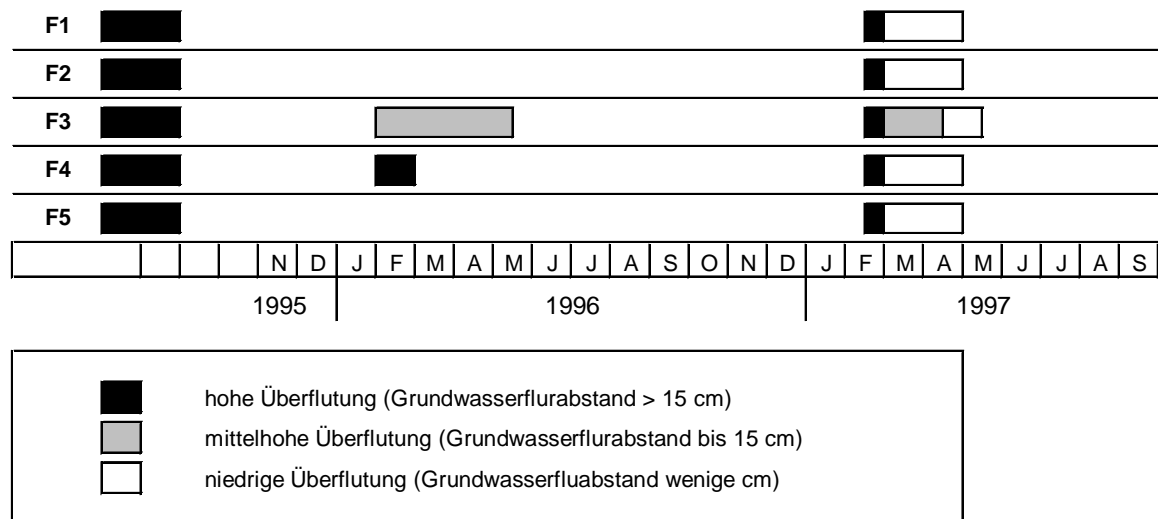


Abb. 2.8: Zeitraum und Ausmaß der Überflutungsereignisse auf den Untersuchungsflächen

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Fallen

Bei der in dieser Untersuchung angewendeten Fang-Wiederfang-Methode wurden zum Fang der Kleinsäuger die Lebendfangfallen vom Typ SHERMAN FOLDING® (S), LONGWORTH® (L), UGGLAN® (große=UA und kleine=UB) und die OOS®-Drahtwippfalle (D) eingesetzt (Tab. 2.1). Zur Isolation wurden die Fallen sowohl im Winter als auch im Sommer mit Heizkörper-Reflexfolie SAARPOR® umwickelt. Diese aluminiumbeschichtete Styroporverkleidung mußte regelmäßig erneuert werden. Von Dezember 1996 bis Mai 1997 dienten 2l-Tetrapack-Milchtüten von HANSANO® zur Isolation. Zur weiteren Verbesserung der Bedingungen in den Fallen wurden im Winter die Fallenenden mit Dämmfilz zugehängt. Derselbe Stoff erwies sich aufgrund der hohen Feuchtigkeitsabweisung als geeignetes Nistmaterial. Die Fallen wurden nach jeder Fangperiode gesäubert.

Tab. 2.1: Verwendete Lebendfangfallen für Kleinsäuger

Fallentyp	Außenmaße LxBxH [cm]	Falleneingang BxH [cm]	Material	Auslöser	Verschuß
Sherman	23,5 x 8 x 9	6,8 x 7,8	Aluminium	Wippe	Sprungtür mit Federhalterung
Longworth					
Fangtunnel	13 x 6 x 4,7	4,5 x 3,1	Aluminium	horizontaler	Klapptür mit Ver-
Nestbox	14 x 6,5 x 8,5			Drahtbügel	schlußbügel
Drahtwippfalle					
(verlängerbar)	14,5 x 5,2 x 5	4,7 x 4,3	Drahtgeflecht (1,2 x 1,2 cm)	Wippe	Klapptür (frei beweglich)
Ugglan A	25 x 9 x 8,5	4,4 x 4,2	Drahtgeflecht	Wippe	Wippe verschließt
Ugglan B	24,5 x 8 x 6	2,2 x 2,2	(0,6 x 0,6 cm)		den Eingang

2.2.2 Fangmethode

2.2.2.1 Fangperioden und Fallenkontrollen

Die Untersuchung fand in der Zeit von Oktober 1995 bis Ende September 1997 statt. Jedes Untersuchungsgebiet wurde im Abstand von ein bis zwei Monaten befangen. Jede Fangperiode (FP) setzte sich aus drei Tagen und vier Nächten zusammen. Bei ungünstigen Witterungen oder anderweitigen widrigen Umständen wurden Fangperioden verkürzt oder verlängert; ebenso wurde bei sehr niedrigen Temperaturen auf den Nachtfang verzichtet, indem die Eingänge der Fallen verschlossen bzw. die Ausgänge bei Ugglanfallen geöffnet wurden.

Tab. 2.2: Anzahl der Fallenkontrollen auf den Untersuchungs- und Ausweichflächen

	Untersuchungsflächen					Ausweich- flächen	Summe
	F1	F2	F3	F4	F5		
Fangperioden	16	7	16	3	10	5	57
Falleneinheiten	10400	3400	9200	1018	7100	2240	33358
Morgenkontrollen	53	13	57	7	41	16	187
Abendkontrollen	51	21	44	10	30	19	175

Einschließlich der Untersuchungen auf den Ausweichflächen wurden Fallen in 57 Fangperioden gestellt (Tab. 2.2). Unregelmäßigkeiten im Zeitablauf, der dem Fangkalender (Tab. 2.3) zu entnehmen ist, ergaben sich aufgrund der Überflutungsereignisse und der Anzahl der Fanggebiete. Beispielsweise war das Befangen der Ausweichflächen im Gebiet F1 aufgrund der Kürze der Überflutungszeit von 2 Tagen und der Fangzeiten auf den weiteren Flächen nicht möglich. Um bei der Darstellung der Auswertungen zwischen Monaten mit und ohne Fangserie zu unterscheiden, werden im folgenden erstere mit Anfangsbuchstaben, letztere ohne gekennzeichnet.

Die Kontrolle der Fallen erfolgte morgens nach Sonnenaufgang und abends vor Sonnenuntergang; nur bei sehr hohen Temperaturen wurden die Fallen zusätzlich mittags kontrolliert. Der Stellzeitraum einer Falle pro Kontrollgang wird als Falleneinheit (FE) bezeichnet. Die Anzahlen der Falleneinheiten variierten zwischen den Untersuchungsflächen (Tab. 2.2).

Tab. 2.3: Fangkalender. Fangperioden (grau) auf den Untersuchungs- (F) und Ausweichflächen (A).

1996																										1997											
Gebiet	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D		F	M	A	M	J	J	A	S														
F1	1	2	3		4		5		6		7	8		9		10		11	12	13	14	15	16														
F2	1	2	3	4		5		6		7																											
F3		1	2	3	4		5	6		7		8		9		10		11	12	13	14	15	16														
F4			1	2	3																																
F5											1	2		3		4	5		6	7	8	9	10														
A1																																					
A2																																					
A3																																					
A4																																					
A5																																					

2.2.2.2 Fallenstandorte

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden je 100 Fallen in einem Raster von 10 x 10 m auf einer Fläche von 1 ha aufgestellt (vergl. Abb. 2.8 a, Kap. 2.2.3). Fläche F5 mußte aufgrund ihrer Lage auf 0,5 ha beschränkt werden; hier wurden auf jedem Fangpunkt zwei Fallen platziert. Die Fallen standen ungeachtet der Bodenstruktur und Himmelsrichtung jeweils in der Mitte eines 10 x 10 m Feldes. Diese Fallenstandorte wurden in jeder Fangperiode gleichgewählt. Auf der Fläche F1 wichen die Fallenstandorte im Bereich der Weide zum Teil bis zu 1,5 m von diesem Schema ab, um die Fängigkeit von Wühlern bei sehr geringer Vegetationshöhe durch Platzierung der Fallen in Gängen und vor Löchern zu erhöhen. Um bei hoher Vegetation das Auffinden der Fallenstandorte zu erleichtern, wurden Markierungsstöcke eingesetzt.

Je nach Versuchsdesign wurden verschiedene Fallentypen verwendet (s. Kap. 2.2.3). Während hoher Wasserstände waren die Flächen schwer zugänglich, weshalb zu dieser Zeit ausschließlich Shermanfallen aufgrund der leichteren Handhabung zum Einsatz kamen.

Während der Überflutungen wurden die Fallen auf höher gelegenen Gelände abweichend von dem o.g. Rasterschema gestellt. In Abhängigkeit von den Gegebenheiten wurden Fallenlinien mit einem Fallenabstand von 7 oder 10 m gelegt oder, wie z. B. in Waldabschnitten des Gebietes Weyhausen, Raster von 7 x 7 m angelegt.

2.2.2.3 Köder

Der Köder bestand aus einem Gemisch von in Butter gerösteten Haselnußkernen mit Erdnußbutter und Haferflocken. Diese Zusammenstellung des Köders bewährte sich bereits in vorherigen Untersuchungen (HOFFMANN 1993, HUGO 1986, HEYDENREICH 1990). Bei jedem Kontrollgang wurden die Fallen auf ihren Köder hin überprüft und nach Fängen oder spätestens nach zwei Tagen neu beködert.

2.2.2.4 Datenaufnahme

Gewichtsbestimmung

Die gefangenen Tiere wurden zunächst in einen Klarsichtbeutel entlassen und mit einer Federwaage (PESOLA[®], 100 g) auf 0,5 g genau gewogen. Der Beutel, der oft Köderreste o.ä. enthielt, wurde später gegengewogen.

Bestimmung nach Art, Geschlecht und Reproduktionsstatus

Die Tiere wurden veranlaßt, von dem Klarsichtbeutel in eine Glasröhre zu laufen, die am Ende mit Watte verschlossen war. Je nach Größe des Tieres wurden Röhren mit dem Durchmesser von 1,9 cm, 2,5 cm oder 3 cm gewählt. Hier erfolgte die Artbestimmung (nach BROHMER 1984, STRESEMANN 1987 und CORBET & OVENDEN 1982) und die Erfassung nach Geschlecht und Reproduktionsstatus. Zusätzlich wurden Körpermaße und Fellzustand aufgenommen. Die reproduktive Aktivität der Tiere wurde bei den Männchen nach der Lage und Sicht- bzw. Fühlbarkeit der Hoden (abdominal oder scrotal) beurteilt. Die Weibchen wurden auf perforierte oder geschlossene Vagina, sichtbare Trächtigkeit, sichtbare Zitzen und Laktation untersucht.

Markierung

Jedes Tier erhielt nach der Methode von HUGO (1990) eine individuelle Farbmarkierung. Mit Hilfe einer 5 ml Einwegspritze wurde über eine STERICAN[®]-Kanüle (0,4 x 20 mm) wasserlösliche Acrylfarbe von caudal unter die Schwanzwurzelhaut injiziert. Zur Verwendung kamen die PRIMAcryl[®]-Farben Cadmiumgrün, Cölinblau, Karminrot, Schwarz und Weiß der Firma SCHMINKE. Durch das Setzen von jeweils 6 Farbpunkten bzw. Nichtmarkieren einiger Stellen ergeben sich $6^6=46656$ Kombinationsmöglichkeiten, die über einen Nummerncode (z. B. rot=2) festgehalten werden konnten. Die Markierung

war zu jeder Zeit über die gesamte Lebenszeit der Tiere gut ablesbar. Von der Markierung ausgenommen wurden die Soriciden aufgrund ihrer sensiblen Reaktionen mit nicht seltener Todesfolge sowie *Rattus rattus* und *Mustela nivalis* aufgrund ihrer Seltenheit und schlechten Handhabbarkeit.

2.2.3 Versuchsdesign

Für die Datenaufnahme zum Methodenvergleich und zum Fangverhalten der verschiedenen Arten wurden die Fallen versuchsbedingt umgestellt und variiert. Die Anzahl der Fangperioden der einzelnen Versuche zeigt Tab. 2.4.

Tab. 2.4: Anzahl der Fangperioden in den verschiedenen Versuchen zur Methodik. (M=Milchtüte, S=Styropor).

Methode	Anzahl der Fangperioden						Summe
	Untersuchungsflächen					Ausweich- flächen	
	F1	F2	F3	F4	F5		
5 Fallentypen	5	6	4	3	0	2	20
Zweifachwahl	6	1	6	0	6	0	19
Sherman gebraucht/neu	1	0	1	0	2	0	4
Isolierung M/S	4	0	4	0	4	0	12

5 Fallentypen

Zum Vergleich der Funktion, der Fallenfrequentierung, der Fangeffizienz und des Fanges nach Gewicht wurden in 20 Fangperioden alle fünf verschiedenen Fallentypen verwendet. Je Fallenreihe stand ein Fallentyp, wobei sich zwischen jeder Ugglan-, Drahtwipp- und Longworthfallenreihe eine Reihe mit Shermanfallen befand. In einer der Reihen wechselten sich die Typen ab, so daß jeweils 52 Shermanfallen und je 12 Fallen der anderen Fallentypen zum Einsatz kamen (Abb. 2.9 a). Von Fangperiode zu Fangperiode wurden die Reihen nach dem Rotationsprinzip gewechselt, um im Laufe der Untersuchungen jeden Fallenplatz mit unterschiedlichen Fallentypen zu belegen.

Zweifachwahl

Zur Untersuchung des Fangverhaltens und der Fallenpräferenz wurde die Shermanfalle in der Zweifachwahl mit den anderen Fallentypen verglichen. Hierfür wurde alle 20 m eine Doppelfallenreihe gestellt, wobei sich je eine Shermanfalle neben einer Falle eines anderen Typs mit der Öffnung zur selben Seite befand (Abb. 2.9 b). Der Abstand der

Doppelstandorte einer Reihe betrug 10 m. Es wurde das Rotationsprinzip, wie oben beschrieben, angewandt.

Sherman gebraucht/neu

Zum Vergleich von alten, genutzten und neuen, sauberen Shermanfallen wurden 50 gebrauchte neben 50 neuen Fallen in der Zweifachwahl getestet. Die Standorte der Fallen wurden wie oben im Versuch zur Zweifachwahl gewählt.

Isolierung M/S

Um den Einfluß der beiden genutzten Isolierungsvarianten Milchtüte (M) und Styropor (S) auf das Fangverhalten und Überleben der Tiere zu prüfen, wurden in mehreren Fangperioden in einer Reihe je zwei Shermanfallen unterschiedlicher Isolierung in der Zweifachwahl getestet. In den Fangperioden Dezember 1996 bis Mai 1997 wurden alle Fallentypen versuchsweise mit den Milchtüten isoliert.

S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
D	D	D	D	D	D	D	D	D	D
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
S	UA	UB	D	L	S	UA	UB	D	L

□ 100 m

a) 5 Fallentypen

S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA	UA
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB	UB
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
D	D	D	D	D	D	D	D	D	D
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
S	UA	UB	D	L	S	UA	UB	D	L

□ 100 m

b) Zweifachwahl

Abb. 2.9 a und b: Anordnung der Fallen im Raster (verschiedene Versuche)

2.2.4 Datenauswertung

Auswahl des Datenmaterials

Es wird im folgenden nur auf die dominanten und eudominanten Arten der einzelnen Untersuchungsgebiete detaillierter eingegangen. In die Berechnungen der Dominanz, Diversität und Abundanz gehen die Fangzahlen der Soriciden aufgrund ihrer geringen Wiederfangwahrscheinlichkeit von weniger als 6 % (WEILE, mündl. Mitteilung 1998) und

hoher Mortalitätsrate als Individuenzahlen ein. Bei den weiteren Auswertungen bleiben die Soriciden aufgrund fehlender individueller Kennzeichnung unberücksichtigt.

Abkürzungen, Definitionen und Nomenklatur

Zur Vereinfachung und kürzeren Darstellung werden folgende Abkürzungen und Symbole verwendet:

A=Ausweichfläche

D=Drahtwippfalle

F=Untersuchungsfläche

FE=Falleneinheit

FP=Fangperiode

Ind=Individuen

L=Longworthfalle

S=Shermanfalle

UA=Ugglanfalle A

UB=Ugglanfalle B

↓ Zeitpunkt der Überflutungen

Monate, in denen nicht gefangen wurde, werden auf der Zeitskala nicht gekennzeichnet.

Eine Liste der Namen der Kleinsäuger (Tab. 7.13) sowie der Pflanzen (Tab. 7.12) befindet sich im Anhang. Die Namen der gefangenen Kleinsäuger sind im Kap. 3.1 zusammengestellt.

Dominanz

Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten, bezogen auf ein bestimmtes Gebiet.

Die Dominanz (D_i) errechnet sich aus:

$$D = \frac{\text{Individuenzahl der Art } i \times 100}{\text{Gesamtzahl der Individuen in der Artengemeinschaft}}$$

Zur Klassifizierung der Dominanz wird eine logarithmische Einteilung vorgenommen: Eudominante (32,0-100 %), dominante (10,0-31,9 %) und subdominante (3,2-9,9 %) Arten werden zu „Hauptarten“, rezedent (1,0-3,1 %), subrezedent (0,32-0,99 %) und sporadisch (unter 0,32 %) auftretende Arten werden zu „Begleitarten“ zusammengefaßt.

Diversität und Evenness

Der Diversitätsindex dient als Maß für die Artenmannigfaltigkeit einer Lebensgemeinschaft. Er steigt mit zunehmender Artenzahl und zunehmender Gleichverteilung der relativen Abundanzen der einzelnen Arten. Der hier verwandte SHANNON-WEAVER-Diversitätsindex (H_s) wird nach folgender Formel berechnet (nach MÜHLENBERG 1993):

$$H_s = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

H_s = Diversität bezogen auf Artenzahlen

S = Gesamtzahl der Arten

p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i, d. i. die relative Häufigkeit der i-ten Art von der Gesamtindividuenzahl, gemessen von 0 bis 1;

N = Gesamtindividuenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

Als Maß für die Gleichförmigkeit eines Tierbestandes kann die Äquität oder Evenness (E_s) genutzt werden. Sie berücksichtigt nur die Gleichverteilung der Arten als Komponente der Diversität; ihre Werte liegen zwischen 0 und 1:

$$E_s = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S} \quad p_i = \frac{1}{S}; \quad H_s = H_{\max} = -\sum \frac{1}{S} \ln \frac{1}{S} = \ln S$$

H_{\max} = maximaler Diversitätswert

MNA-Minimum Number Alive

Zur Populationsgrößenschätzung wird die MNA (Minimum Number Alive)-Methode angewendet. Hierbei werden die Tiere als Mitglieder der Population gewertet, auch wenn sie nicht in jeder Fangperiode erfaßt werden.

Individuenturnover

Eine Turnover-Rate beschreibt eine Faunenveränderung in Bezug auf die Arten- oder Individuenzusammensetzung und ist somit ein Maß für die Stabilität einer Lebensgemeinschaft. Folgende Formel wird hier für den Individuenturnover verwendet (nach MÜHLENBERG 1993):

$$T = \frac{J + E}{S_1 + S_2}$$

J = Zahl der Individuen, die zwischen Saison 1 und 2 (Fangperioden) hinzugekommen sind

E = Zahl der Individuen, die zwischen 1 und 2 verschwunden sind

S₁ = Zahl der Individuen in Saison 1

S₂ = Zahl der Individuen in Saison 2

Der Turnover umfaßt Werte von 0 bis 1.

Morisita-Index

Zur statistischen Bewertung der Dispersionsmuster von Kleinsäugetern sind verschiedene Verfahren bekannt. Der hier verwendete Morisita-Verteilungsindex wird nach folgender Formel berechnet:

$$J = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)} N$$

n_i = Zahl der Individuen in der i-ten Stichprobe

n = Gesamtzahl der Individuen aller Stichproben

N = Zahl der Stichproben

Zum Signifikanztest mit der F-Verteilungstabelle wird folgende Formel für die Berechnung des Varianzquotienten verwendet:

$$F = \frac{J(n - 1) + N - 1}{N - 1}$$

Für die Einstufung in die Freiheitsgrade der F-Tabelle gilt n₂=N-1 und n₁=∞. Hiermit wird überprüft, ob der Wert J von 1 signifikant verschieden ist. Es wird zwischen einer auf dem 1 %- und auf dem 5 %-Niveau geklumpten und einer nicht geklumpten Verteilung unterschieden.

Rand-Effekt

Zur Einschätzung, ob am Rand einer Untersuchungsfläche innerhalb eines homogenen Gebietes mehr Kleinsäuger gefangen werden als im Inneren, wurde hier die Methode konzentrischer Rechtecke nach PELIKAN (1967) angewendet. Die Untersuchungsfläche wird hierzu von innen nach außen in fünf Rechtecke eingeteilt, denen die Zahl der Fallenpunkte und Kleinsäugerfänge zugeordnet wird. Die erwarteten Fangzahlen werden pro Rechteck und Fallenpunkt berechnet und über den χ^2 -Test auf signifikante Unterschiede zu den tatsächlichen Fangzahlen überprüft.

Statistik

Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Statistikprogrammes SPSS 7.5.2. für Windows. Es wurden folgende Tests und Korrelationsanalysen angewandt: χ^2 -Vierfeldertest, χ^2 -Test, Mann-Whitney-U-Test, F-Test, Spearman-Korrelationsanalyse. Es galten die üblichen Signifikanzklassen (Signifikanz bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$).

3 ERGEBNISSE

3.1 Übersicht über die Fangergebnisse

Insgesamt wurden während des Untersuchungszeitraumes in den Gebieten 12 Kleinsäugerarten erfaßt, die den Rodentia, Insectivora und Carnivora mit je einer Familie zuzuordnen sind (Tab 3.1). Die systematische Einteilung erfolgte nach WILSON & REEDER (1993).

Tab. 3.1: Artenspektrum der gefangenen Kleinsäuger (nach WILSON & REEDER 1993)

Rodentia

Muridae

Murinae

<i>Apodemus agrarius</i> (PALLAS, 1771)	Brandmaus
<i>Apodemus flavicollis</i> (MELCHIOR, 1834)	Gelbhalsmaus
<i>Micromys minutus</i> (PALLAS, 1771)	Zwergmaus
<i>Mus musculus</i> (LINNAEUS, 1758)	Hausmaus
<i>Rattus norvegicus</i> (BERKENHOUT, 1769)	Wanderratte

Arvicolinae

<i>Clethrionomys glareolus</i> (SCHREBER, 1780)	Rötelmaus
<i>Microtus agrestis</i> (LINNAEUS, 1761)	Erdmaus
<i>Microtus arvalis</i> (PALLAS, 1778)	Feldmaus

Insectivora

Soricidae

Soricinae

<i>Neomys fodiens</i> (PENNANT, 1771)	Wasserspitzmaus
<i>Sorex araneus</i> (LINNAEUS, 1758)	Waldspitzmaus
<i>Sorex minutus</i> (LINNAEUS, 1766)	Zwergspitzmaus

Carnivora

Mustelidae

Mustelinae

<i>Mustela nivalis</i> (LINNAEUS, 1766)	Mauswiesel
---	------------

In 57 Fangperioden wurden mit 33358 Falleneinheiten 2327 Kleinsäuger gefangen. Es konnten 1506 Individuen erfaßt und von diesen wiederum 781 Individuen (Rodentier) markiert werden. Die Artenzahl und die relative Abundanz der Tiere, die als Anzahl der Individuen pro 100 Falleneinheiten in der Tab. 3.2 wiedergegeben ist, variierte in den einzelnen Gebieten. In Gebiet F1 konnten alle 12 Arten erfaßt werden, die geringste Artenzahl mit 7 wurde in den Gebieten F2 und F3 gefunden. Die relative Fangdichte, berechnet nach Gesamtfängen pro 100 Falleneinheiten, war mit 3,79 Fängen/100FE im Gebiet F1 am niedrigsten und erreichte mit 23,48 Fängen/100FE im Gebiet F4 ein Maximum (Tab. 3.2).

Tab. 3.2: Fang- und Individuenzahlen, relative Fangdichte und Abundanz

	F1	F2	F3	F4	F5	Ausweich- flächen
Fänge	394	232	890	239	458	114
Individuen	286	154	579	166	259	62
Relative Fangdichte	3,79	6,82	9,67	23,48	6,45	5,09
Ind/100FE						
<i>Apodemus agrarius</i>	0,45	0,12	1,25	0,79	0,58	0,04
<i>Apodemus flavicollis</i>	0,19	0,09	0,20	0,29	0,48	0,45
<i>Clethrionomys glareolus</i>	0,04			0,59	0,55	0,76
<i>Micromys minutus</i>	0,13	0,03	0,04		0,08	
<i>Microtus agrestis</i>	0,20	0,32	1,60	4,52	0,59	0,18
<i>Microtus arvalis</i>	0,55	2,53		0,88		0,22
<i>Mus musculus</i>	0,01					0,09
<i>Mustela nivalis</i>	0,02		0,04		0,01	
<i>Rattus norvegicus</i>	0,02					
<i>Neomys fodiens</i>	0,01			0,29		
<i>Sorex araneus</i>	1,05	1,18	2,92	8,45	1,15	0,09
<i>Sorex minutus</i>	0,09	0,26	0,24	0,49	0,20	

3.2 Artengemeinschaften

3.2.1 Dominanzstruktur

Die Dominanzstruktur, zunächst über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, war auf den einzelnen Untersuchungsflächen deutlich verschieden (Abb. 3.1). Insgesamt war *S. araneus* auf allen Flächen als dominant oder sogar eudominant einzustufen. Auf der Fläche F4 erreichte sie 51,8 %. *A. agrarius* war mit Ausnahme der Fläche F2 auf allen Flächen dominant neben der ebenfalls häufig dominierend aufgetretenen *M. agrestis*. Letztere war mit über 25 % auf den Flächen F3 und F4 vertreten. Auf allen Flächen fanden sich in den Hauptarten jeweils die drei Lebensformtypen Langschwanz-(Murinae), Wühlmaus-(Arvicolinae) und Spitzmaustyp (Soricinae) wieder (SCHRÖPFER 1990).

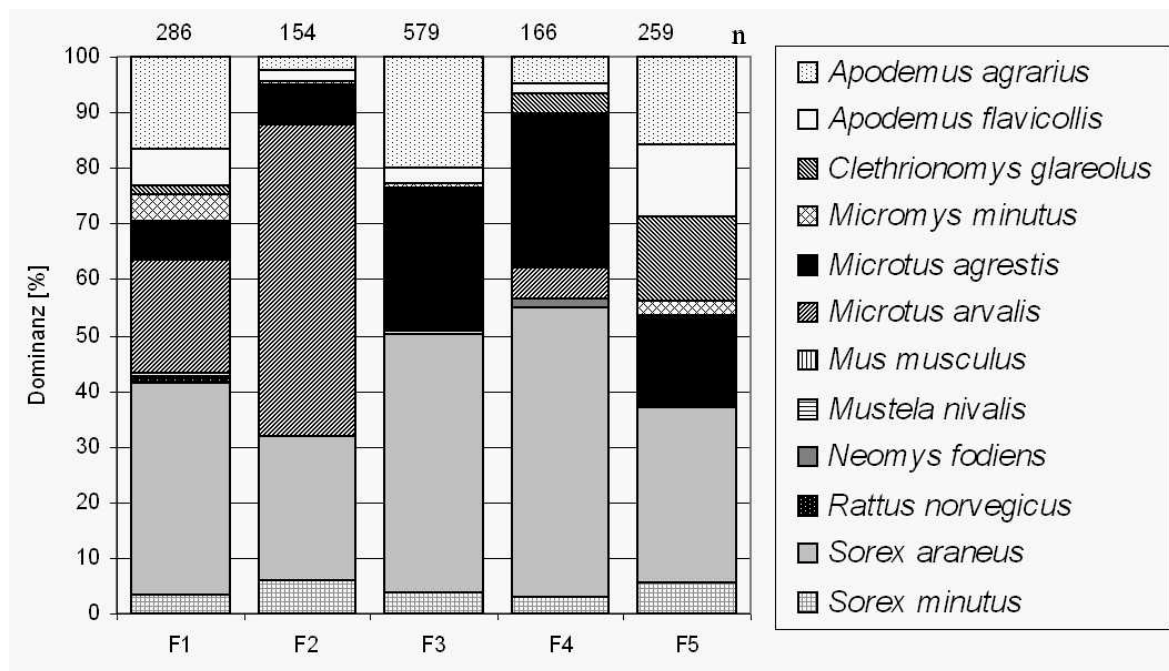


Abb. 3.1: Dominanzstruktur des gesamten Untersuchungszeitraumes auf allen Flächen. n=Individuenzahlen.

Ein differenzierteres Bild der Dominanzstruktur ergibt sich, wenn die Verteilung der Arten auf die Dominanzklassen innerhalb der einzelnen Fangperioden dargestellt wird (Abb. 3.2 a-e).

	1996										1997											
Arten	N	D	J		M		M	J		S	O		D		F		A	M	J	J	A	S
<i>A. agrarius</i>																						
<i>A. flavicollis</i>																						
<i>C. glareolus</i>																						
<i>M. minutus</i>																						
<i>M. agrestis</i>																						
<i>M. arvalis</i>																						
<i>M. musculus</i>																						
<i>M. nivalis</i>																						
<i>N. fodiens</i>																						
<i>R. norvegicus</i>																						
<i>S. araneus</i>																						
<i>S. minutus</i>																						
n	40		34		16		14	37		15	31		6		5		3	1	17	15	30	20

a) Fläche F1

	1996										1997									
Arten	N	D	J	F		A		J		A										
<i>A. agrarius</i>																				
<i>A. flavicollis</i>																				
<i>C. glareolus</i>																				
<i>M. minutus</i>																				
<i>M. agrestis</i>																				
<i>M. arvalis</i>																				
<i>M. musculus</i>																				
<i>M. nivalis</i>																				
<i>N. fodiens</i>																				
<i>R. norvegicus</i>																				
<i>S. araneus</i>																				
<i>S. minutus</i>																				
n	25	52	27	43		26		14		0										

b) Fläche F2

	1996										1997												
Arten		D	J	F	M		M	J		A		O		D		F		A	M	J	J	A	S
<i>A. agrarius</i>																							
<i>A. flavicollis</i>																							
<i>C. glareolus</i>																							
<i>M. minutus</i>																							
<i>M. agrestis</i>																							
<i>M. arvalis</i>																							
<i>M. musculus</i>																							
<i>M. nivalis</i>																							
<i>N. fodiens</i>																							
<i>R. norvegicus</i>																							
<i>S. araneus</i>																							
<i>S. minutus</i>																							
n		76	71	39	18		12	57		38		41		14		3		18	8	44	64	39	82

c) Fläche F3

1996 ↓				1997															
Arten			J	F	M														
<i>A. agrarius</i>																			
<i>A. flavicollis</i>																			
<i>C. glareolus</i>																			
<i>M. minutus</i>																			
<i>M. agrestis</i>																			
<i>M. arvalis</i>																			
<i>M. musculus</i>																			
<i>M. nivalis</i>																			
<i>N. fodiens</i>																			
<i>R. norvegicus</i>																			
<i>S. araneus</i>																			
<i>S. minutus</i>																			
n			113	32	40														

d) Fläche F4

1996												1997 ↓												
Arten												S	O		D		F	M		M	J	J	A	S
<i>A. agrarius</i>																								
<i>A. flavicollis</i>																								
<i>C. glareolus</i>																								
<i>M. minutus</i>																								
<i>M. agrestis</i>																								
<i>M. arvalis</i>																								
<i>M. musculus</i>																								
<i>M. nivalis</i>																								
<i>N. fodiens</i>																								
<i>R. norvegicus</i>																								
<i>S. araneus</i>																								
<i>S. minutus</i>																								
n												52	34		18		8	9		7	17	32	50	71

e) Fläche F5

Hauptarten		Begleitarten	
	eudominant		rezedent, subrezedent, sporadisch
	dominant		
	subdominant		

Abb. 3.2 a-e: Dominanzstruktur auf den Untersuchungsflächen in den einzelnen Fangperioden

Bei *A. agrarius* wurden besonders große Unterschiede deutlich, auf den Flächen F1 und F5 trat sie fast nur im Herbst als Hauptart in Erscheinung. Auf der Fläche F2 trat sie erstmals im Juni 1996 auf, während sie auf der Fläche F3 zu fast allen Jahreszeiten als dominante Art erfaßt wurde. *A. flavicollis* wurde als subdominante und dominante Art auf allen

Flächen im Sommer und Herbst erfaßt, während sie zu anderen Jahreszeiten nicht auftrat. Nur auf der Fläche F4 wurde *A. flavicollis* auch im Winter erfaßt. *M. minutus* wurde im Herbst und im Winter in nur wenigen Fangmonaten als Hauptart auf der Fläche F1 und F2 und als Begleitart auf der Fläche F3 und F5 gefangen.

M. agrestis war auf fast allen Flächen in den meisten Fangperioden, ebenso wie *C. glareolus* auf der Fläche F5, als Hauptart vertreten. Während erstere Art auf allen Flächen oft auch als eudominante Art erfaßt wurde, trat *C. glareolus* nur auf der Fläche F5 zu allen Jahreszeiten als dominante oder eudominante Art auf, auf der Fläche F1 wurde sie nur im Juli 1996 als Hauptart registriert. *M. arvalis* trat nur im Winter 1995/1996 als eudominante Art auf den Flächen F1 und F2 in Erscheinung und verschwand in den nachfolgenden Fangperioden fast vollständig. Auf der Fläche F4 war sie im Januar 1996 als Begleitart einzustufen und im Februar und März als Hauptart.

S. araneus wurde auf allen Flächen in fast jeder Fangperiode als Hauptart eingestuft, in der Überzahl der Fangperioden war sie eudominant. *S. minutus* wurde auf allen Flächen zu allen Jahreszeiten häufig als Begleitart, selten auch als Hauptart registriert.

M. musculus, *M. nivalis*, *N. fodiens* und *R. norvegicus* konnten nur in wenigen Einzelfängen erfaßt werden.

3.2.2 Diversität und Evenness

Diversität und Evenness wurden für jede Fangperiode berechnet und sind zusammen mit der durchschnittlichen Diversität in der Abb. 3.3 a-e dargestellt. Die über die Fangperioden gemittelten Diversitätsindices lagen zwischen $H_s=0,87$ auf der Fläche F1 und $H_s=1,32$ auf der Fläche F4. Die größten Schwankungen zwischen den Werten der einzelnen Fangperioden waren auf der Untersuchungsfläche F1 festzustellen. Minimalwerte ergaben sich vorwiegend nach Überschwemmungen, da sich die Artenzahlen bis hin zu einer einzigen Art, wie es im Frühjahr 1998 auf der Fläche F1 auftrat, verminderten. Im Sommer und bis zum Herbst hin stiegen die Werte der Diversität auf allen Flächen an. Die Maxima waren im September und Oktober zu finden, die Werte reichten bis zu $H_s=1,8$ im September 1996 auf der Fläche F5 und im Oktober 1997 auf der Fläche F1. Zu diesen Zeiten waren auch die Artenzahlen, so z. B. durch das Auftreten von *A. agrarius* und *A. flavicollis*, erhöht.



Abb. 3.3 a-e: Diversität und Evenness im Verlauf der Untersuchungszeit

Die Werte für die Evenness divergierten zwischen den Fangperioden auf allen Flächen nur wenig und lagen fast immer über dem Wert $E_s=0,5$, was auf eine gleichmäßigere Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten deutet. Die höchsten Werte für die Evenness wurden auf der Fläche F5 mit bis zu $E_s=0,95$ erreicht.

3.3 Populationsdynamik

3.3.1 Abundanzdynamik

Die Angabe absoluter Abundanzwerte ist bei der hier angewandten Fangmethode nicht möglich, entsprechend der Fallenordnung auf 1 ha läßt sich jedoch die Aktivitätsdichte bzw. die relative Abundanz ermitteln. Aufgrund unterschiedlich langer Fangperioden werden die Individuenzahlen nicht auf den Raum sondern auf die Falleneinheiten bezogen.

3.3.1.1 Relative Gesamtabundanz und MNA

Die auf die Gesamtindividuenzahl je Fangperiode bezogenen Abundanzwerte unterlagen im Jahresverlauf starken Schwankungen (Abb. 3.4 a-d). Auf allen Flächen lag ein saisonales Minimum im Frühjahr zu Beginn oder kurz nach Beginn der Reproduktionsphase, die mit den Überflutungsereignissen zusammenfiel (vergl. Kap. 3.3.2). Ein Abundanzmaximum wurde entsprechend im September und Oktober gegen Ende der Reproduktionszeit erreicht. Auf den Flächen F1 und F3, die über einen Zeitraum von zwei Jahren untersucht wurden, zeigten sich diese typischen Oszillationen jährlich. Außerordentlich geringe Abundanzwerte fanden sich im Winter 1996/1997 und nach den Überschwemmungen des nächsten Frühjahres. Trotz dieser geringen Ausgangszahlen wurden im Herbst 1997 höhere Abundanzwerte mit bis zu 14 Ind/100FE auf der Fläche F5 erreicht als im Herbst 1996.

Die Abweichungen der MNA-Werte von den Werten der tatsächlich gefangenen Individuen waren gering (Abb. 3.4 a-d). Auf der Fläche F1 wurde eine maximale Abweichung von 18,2 % im Dezember 1995 gefunden, dieselbe Abweichung zeigte sich als Maximalwert auf der Fläche F2 im Januar 1996. Auf der Fläche F3 wichen die Individuenzahlen um 25 % im August 1996 von den MNA-Zahlen ab und auf der Fläche F5 um 23,4 % im März 1997, doch aufgrund der insgesamt geringen Individuenzahlen sind diese Abweichung auf nur wenige Einzeltiere zurückzuführen.

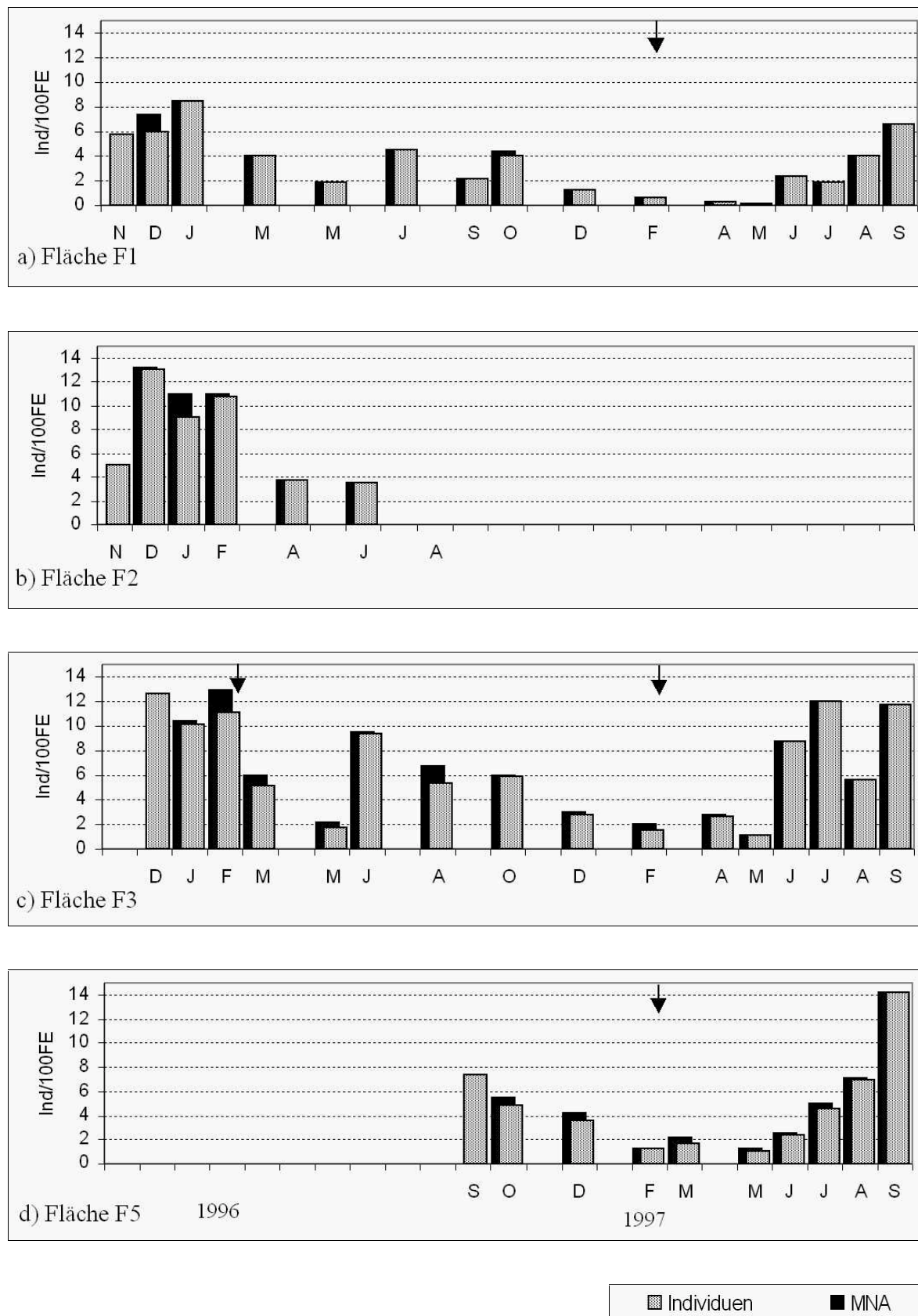


Abb. 3.4 a-d: Gesamtabundanz und MNA im Verlauf der Untersuchungszeit

3.3.1.2 Relative Abundanz der Arten

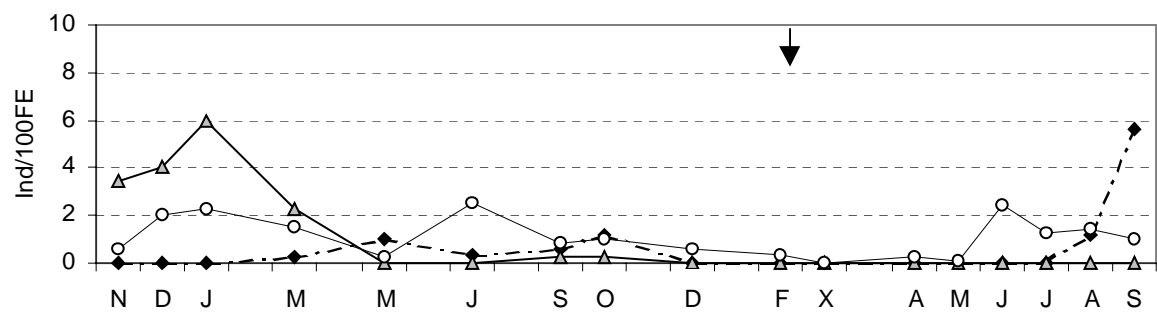
Ein differenzierteres Bild im Vergleich zur Gesamtabundanz ergibt sich bei der Darstellung der relativen Abundanz der dominanten Arten (Abb. 3.5 a-d). Es werden insbesondere die zeitlichen Wiederbesiedlungsmuster der einzelnen Arten nach den Überflutungsereignissen im Februar 1997 deutlich. Aufgrund des hohen Wasserstandes ist davon auszugehen, daß sich bei Hochwasser kein Tier mehr auf den Untersuchungsflächen aufhielt (X: Abundanz=0).

Die Soriciden, die vor den Überflutungen und auch im Vorjahr mit hohen Zahlen mit einem Maximalwert von 8 Ind/100FE auf der Fläche F3 vertreten waren, wanderten als erste in die Gebiete ein. *S. araneus* wurde jeweils schon in der auf die Überschwemmung folgenden Fangperiode erfaßt; die Individuenzahlen stiegen bis zum Juni auf ihren maximalen Wert, der auf der Fläche F3 bis 7 Ind/100FE betrug. Zum Herbst hin waren auf den Flächen F3 und F1 abnehmende Abundanzwerte für *S. araneus* zu verzeichnen, auf der Fläche F5 schwankte der Wert um 3 Ind/100FE.

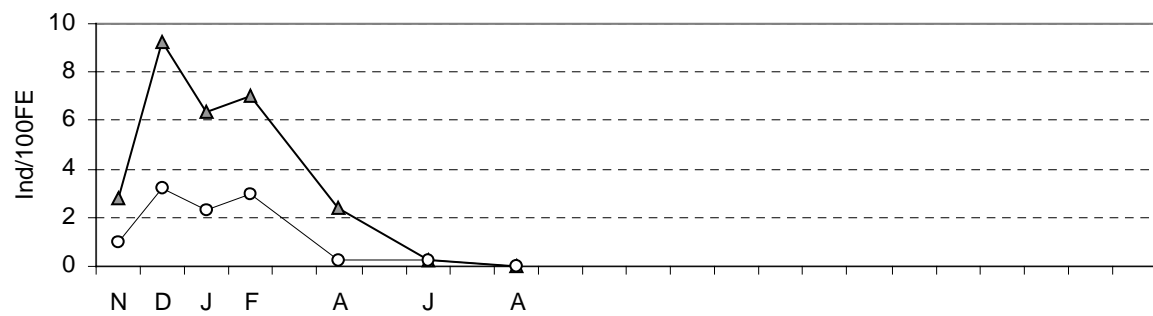
Die Populationen der Wühler erholten sich nach der Überflutung 1997 langsamer. Auf der Fläche F3 wurde erstmalig ein Exemplar von *M. agrestis* im Mai gefangen, und erst im Juli stieg der Abundanzwert auf 5,6 Ind/100FE. Auf der Fläche F5 konnte *M. agrestis* in den Fangperioden nach dem Hochwasser mit je einem Individuum erfaßt werden; im August stellte sich ein Wert von 1,3 Ind/100FE ein. *C. glareolus* war unmittelbar nach Rückgang des Wassers zahlenmäßig stärker vertreten, die Werte blieben jedoch unter 1 Ind/100FE. Im August lagen die Werte von *C. glareolus* ebenfalls bei 1,3 Ind/100FE. Auf der Fläche F1 traten die Wühler nach den Überflutungen fast gar nicht mehr in Erscheinung.

Bei den Langschwanzmäusen wurde nach Rückgang des Hochwassers das erste Exemplar von *A. agrarius* im Mai 1997 auf der Fläche F3 gefangen. Auf den Flächen F1 und F5 trat *A. agrarius* erst im August wieder in Erscheinung. *A. flavicollis* wurde im Juni auf der Fläche F5 erstmalig gefangen. Die Individuenzahlen von *A. agrarius* stiegen im August auf allen Flächen beträchtlich an und erreichten im September mit 5,7 Ind/100FE auf der Fläche F5 ein Maximum.

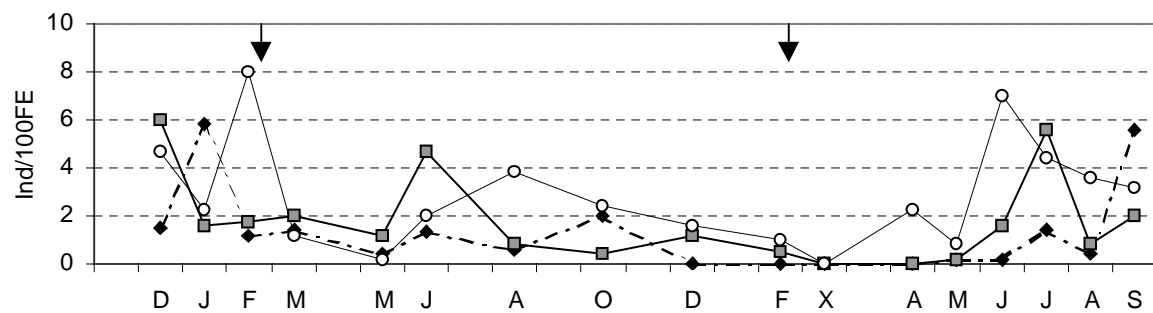
Insgesamt begann die Wiederbesiedlung der Flächen nach Rückgang des Wassers ein bis drei Monate später, und die Populationen erholten sich innerhalb von 6 Monaten nach den Überflutungen bzw. bauten sich neu auf.



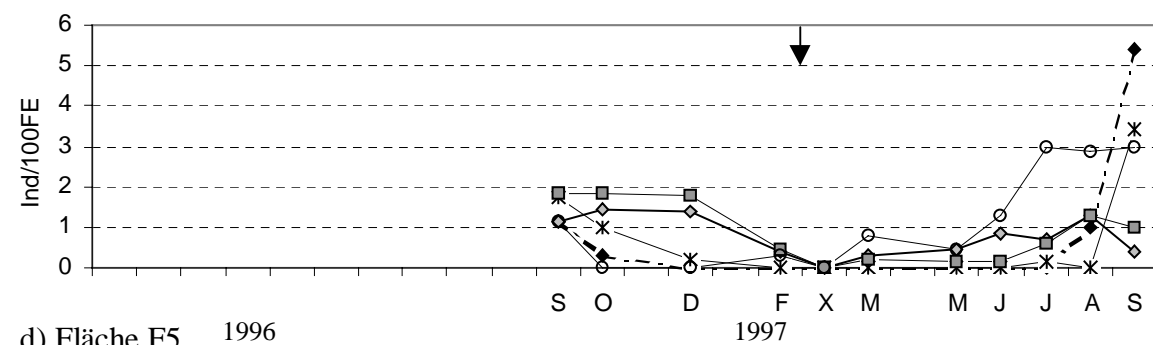
a) Fläche F1



b) Fläche F2



c) Fläche F3



d) Fläche F5

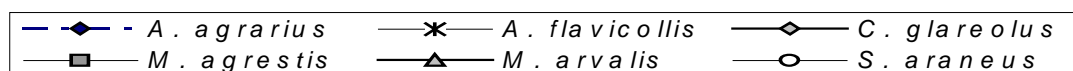


Abb. 3.5 a-d: Abundanz der dominanten Arten. (X: Hochwasser mit Abundanz=0).

3.3.2 Populationsstruktur

Für die Populationsdynamik sind die Parameter Geschlecht, Reproduktionsstatus und Gewicht von Bedeutung. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist das Alter, das hier aufgrund der Lebendfangmethode nur anhand von Gewicht, Größe und Aussehen wie z. B. Fellzustand geschätzt werden konnte. Zur genauen Klassifizierung Juveniler und Adulter wurde die untere Gewichtsgrenze reproduktiv aktiver Tiere (Erstfang) der einzelnen Arten als physiologische Grenze herangezogen. Auf allen Flächen zählen Tiere bis zu folgendem Gewicht als juvenil: *A. agrarius* bis 14 g, *A. flavicollis* bis 17 g, *C. glareolus* bis 15 g, *M. agrestis* bis 14,5 g und *M. arvalis* bis 13 g.

3.3.2.1 Geschlechterverhältnis und Juvenilenanteil

Das Geschlechterverhältnis wurde als prozentuale Männchenrate errechnet und ist in Tab. 7.1 im Anhang dargestellt. Hierzu gehen sowohl die Daten der adulten als auch der juvenilen Tiere ein. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet war das Geschlechterverhältnis der dominanten Arten aller Flächen ausgewogen, es gab keine signifikanten Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test). Innerhalb der einzelnen Fangperioden differierten hingegen die Zahlen der Männchen und Weibchen bei einigen Arten (Abb. 3.6 a-i).

Bei *A. agrarius* überwog der Männchenanteil im Herbst 1997 auf allen Flächen, während sonst das Geschlechterverhältnis variierte. Zwischen den Flächen F1 und F3 gab es einen signifikanten Unterschied im Geschlechterverhältnis von *A. agrarius*, auf der Fläche F1 überwog der Männchenanteil, auf der Fläche F3 der Weibchenanteil ($\chi^2=4,433$, $df=1$, $p=0,035$). Für *A. flavicollis* wurden auf der Fläche F5 im Herbst 1996 um 31 % höhere Weibchenanteile, im Herbst 1997 um 45 % höhere Männchenanteile registriert.

Für *M. agrestis* wurde auf der Fläche F3 eine signifikant höhere Männchenrate mit 65,3 % gegenüber 45,2 % auf der Fläche F5 gefunden ($\chi^2=5,522$, $df=1$, $p=0,019$), was sich auch innerhalb der Fangperioden widerspiegelte. Insbesondere im Dezember 1995, Juni 1996 und im Juli 1997 überwog auf der Fläche F3 der Männchenanteil, auf der Fläche F5 war ein Weibchenüberschuß im Herbst jedes Jahres auffällig. Für *M. arvalis* wurde auf der Fläche F2 in fast allen Fangperioden eine höhere Männchenrate festgestellt, deren Wert insgesamt 72,7 % betrug; auf der Fläche F1 mit einer Gesamtmännchenrate von 56,1 % wurden im Dezember und Januar 1995/1996 mehr Weibchen erfaßt. Der Unterschied beider Flächen ist für *M. arvalis* nicht signifikant ($\chi^2=0,428$, $df=1$, $p=0,513$). Das unausgewogenste Geschlechterverhältnis zeigte *C. glareolus* auf der Fläche F5 innerhalb der einzelnen Fangperioden, nicht jedoch in der Gesamtmännchenrate von 61,5 %; bis zur

Frühjahrsüberflutung 1997 waren die Weibchen zahlenmäßig weit überlegen. Ein Einfluß der Überflutungen auf die Geschlechterverhältnisse ist sonst nicht erkennbar.

Der Juvenilenanteil war mit Ausnahme von *M. arvalis* bei allen Arten sehr gering, nur im Herbst beider Untersuchungsjahre traten leicht erhöhte Zahlen auf. Bei *A. agrarius* wurden auf der Fläche F1 im Oktober 1996 die ersten Juvenilen, 1997 allerdings keine gefangen.

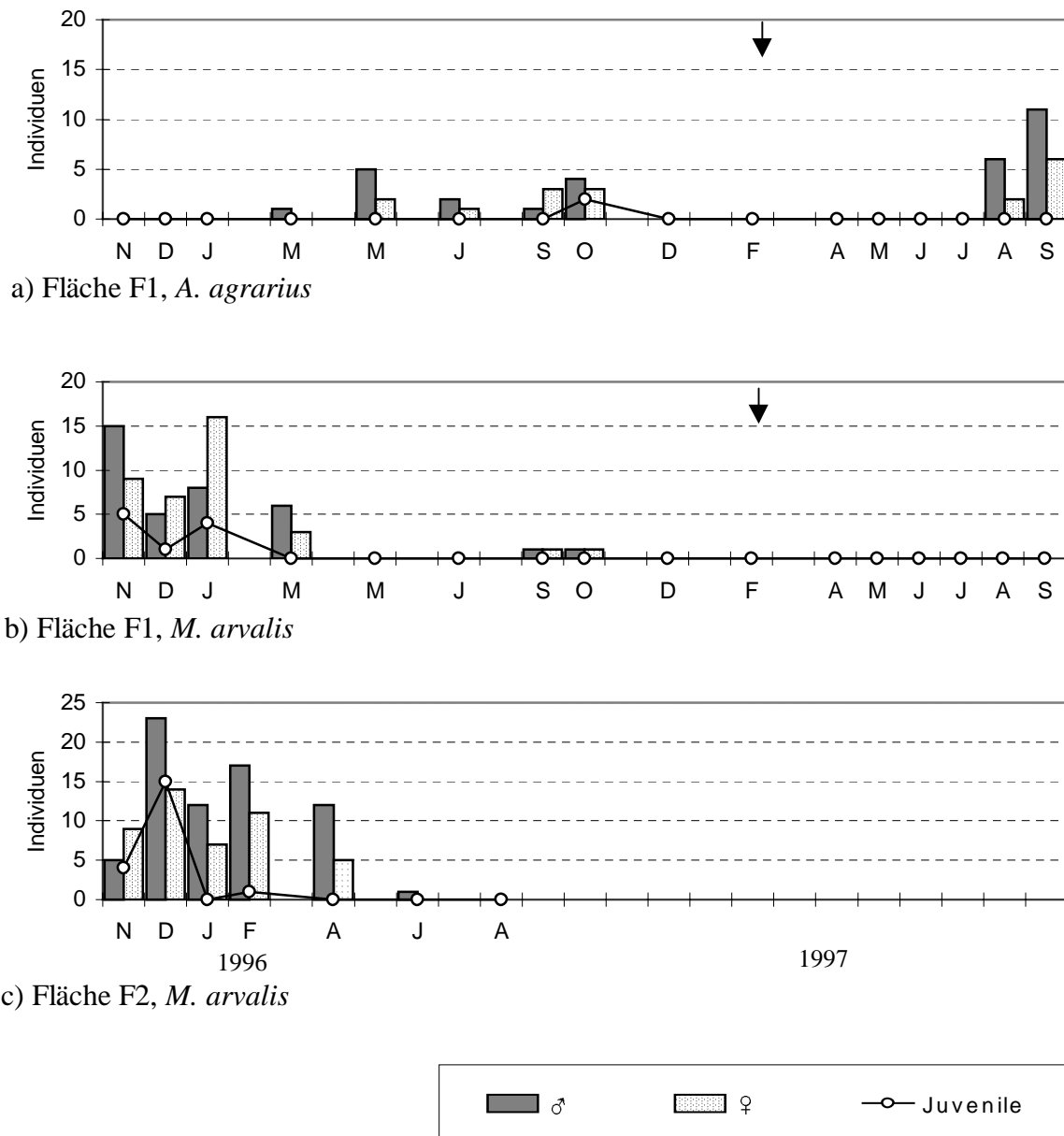


Abb. 3.6 a -c: Geschlechterverteilung (alle Individuen) und Juvenilenanteile der dominanten Arten. (y- Achsen- Skalierung variiert).

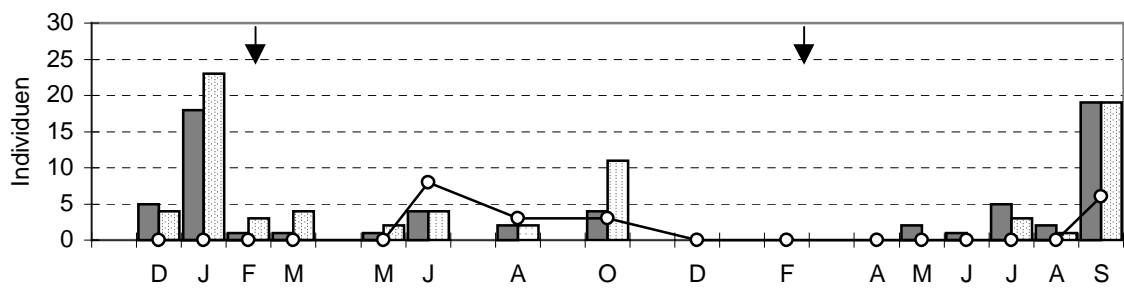
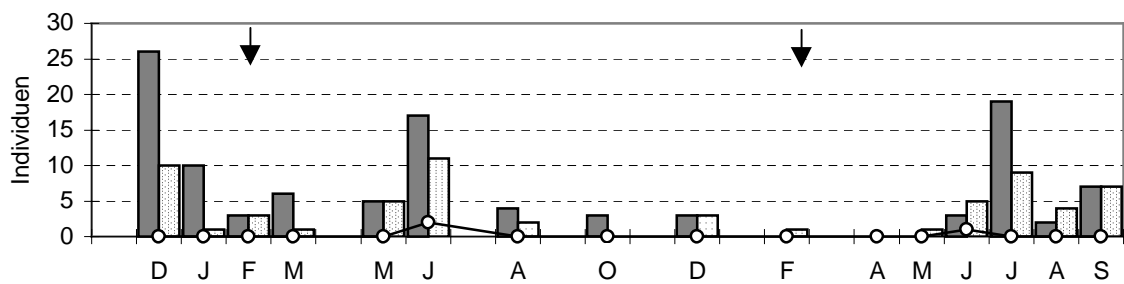
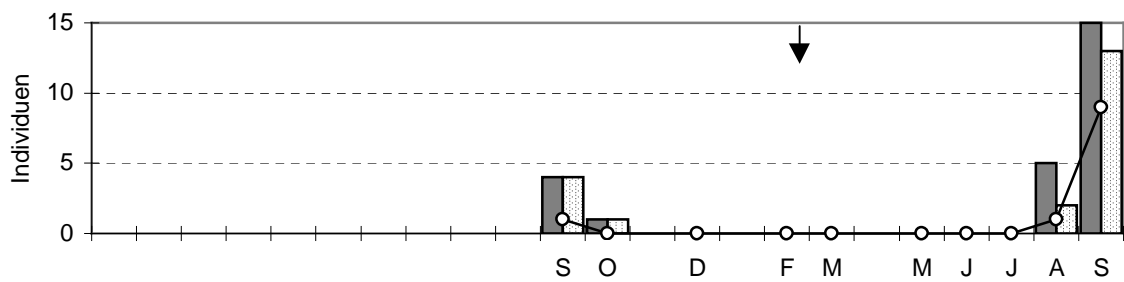
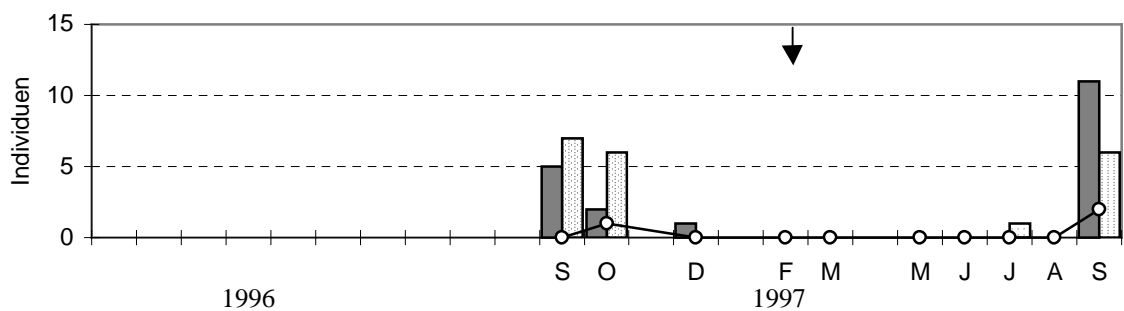
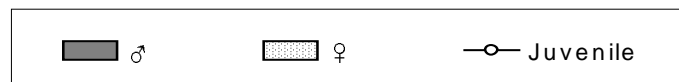
d) Fläche F3, *A. agrarius*e) Fläche F3, *M. agrestis*f) Fläche F5, *A. agrarius*g) Fläche F5, *A. flavicollis*

Abb. 3.6 d-g : Geschlechterverteilung (alle Individuen) und Juvenilenanteile der dominanten Arten. (y-Achsen- Skalierung variiert).

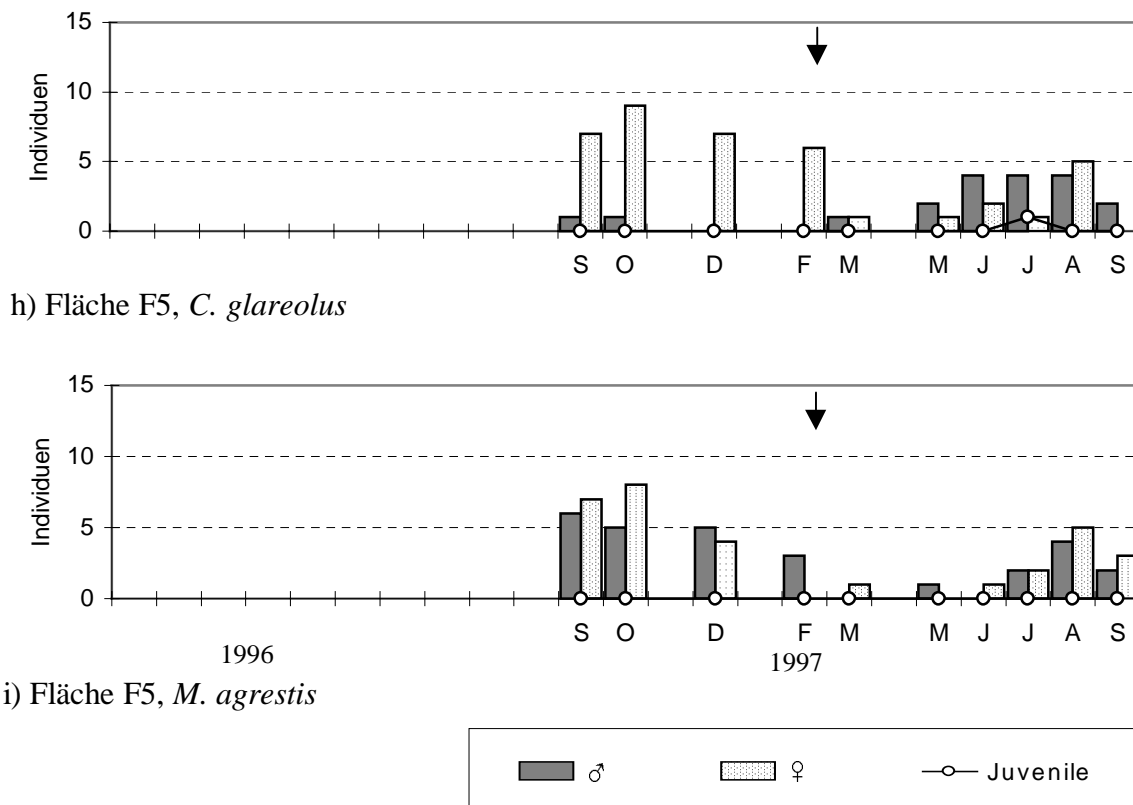
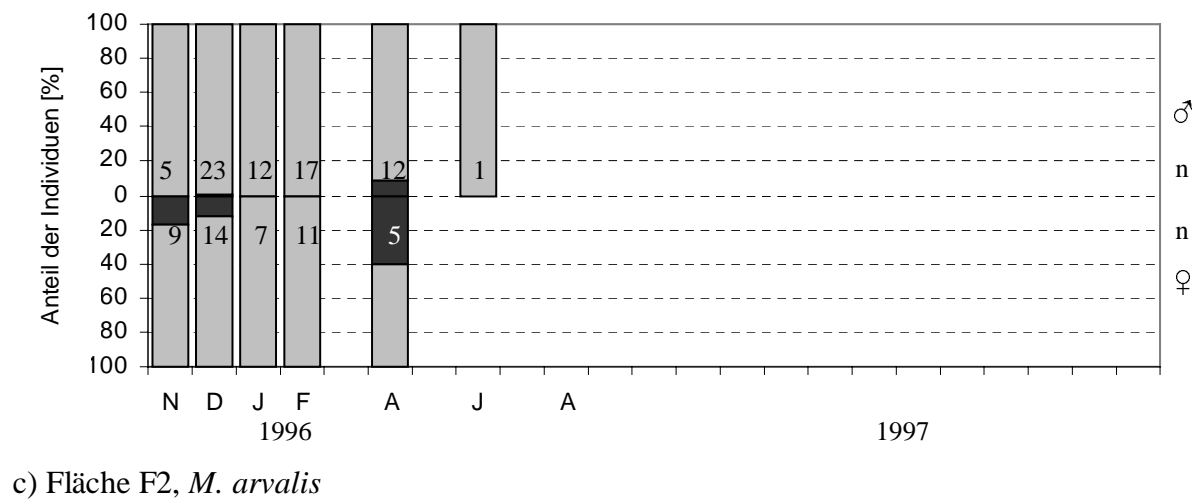
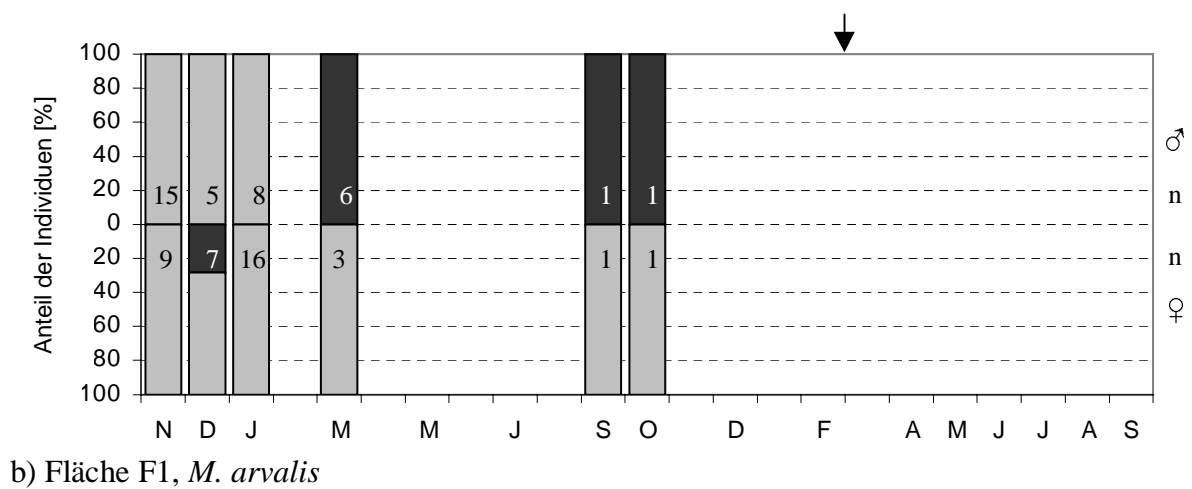
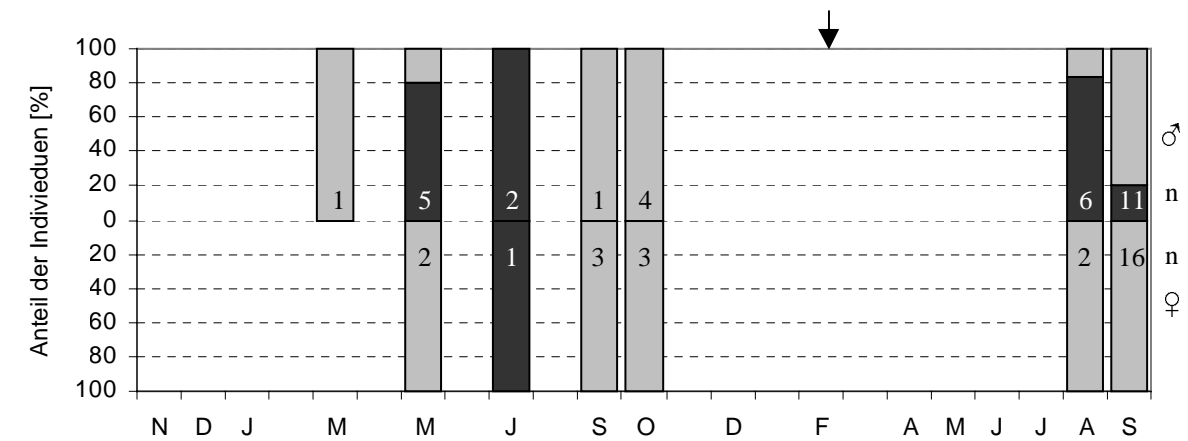


Abb. 3.6 h und i: Geschlechterverteilung (alle Individuen) und Juvenilenanteile der dominanten Arten. (y- Achsen- Skalierung variiert).

Auf der Fläche F3 wurden schon im Juni 1996 Juvenile registriert, im Jahr 1997 hingegen erst im September. Auf der Fläche F5 waren im August und September beider Jahre Juvenile vertreten. Von *A. flavicollis* wurden auf der Fläche F5 im Oktober 1996 und September 1997 die ersten Juvenilen erfaßt. Juvenile Tiere von *M. agrestis* waren auf der Fläche F3 jeweils nur im Juni der Untersuchungsjahre anzutreffen, während auf der Fläche F5 keine Juvenilen gefangen wurden. Die einzige Art mit einem Juvenilenanteil im Winter stellte *M. arvalis* auf den Flächen F1 und F2 dar.

3.3.2.2 Reproduktionsstatus

Bei der Klassifizierung des Reproduktionsstatus, der hier als physiologisch und nicht als ethologisch bedingt betrachtet wird, wurde zwischen reproduktiver Aktivität und Inaktivität unterschieden. Bei den Weibchen wurde eine dritte Einteilung in trächtige und laktierende Tiere vorgenommen, da diese nachweislich unmittelbar an der Reproduktion beteiligt waren. Es gehen nur Daten adulter Tiere ein.



■ reproduktiv aktiv □ reproduktiv inaktiv □ laktierend/trächtig

Abb. 3.7 a-c: Reproduktive Aktivität der adulten Männchen und Weibchen der dominanten Arten. n=Individuenzahlen.

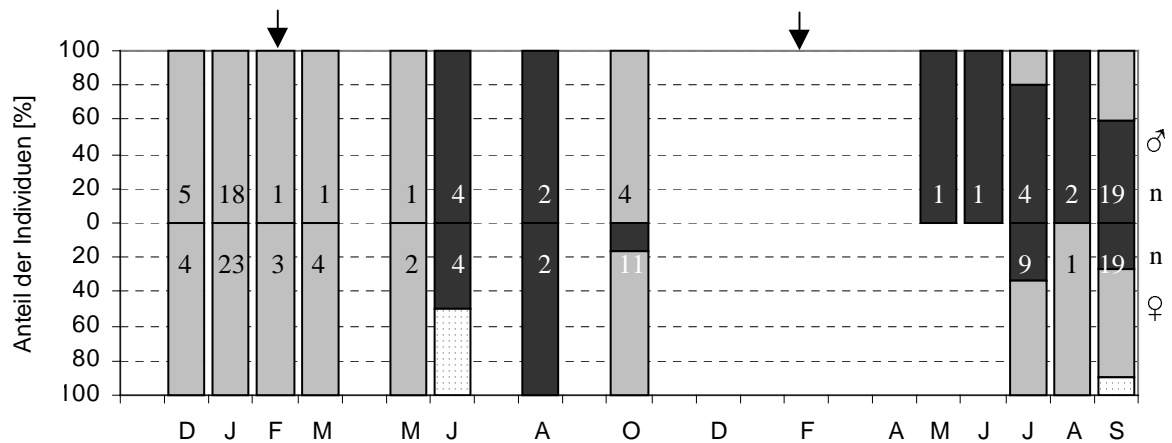
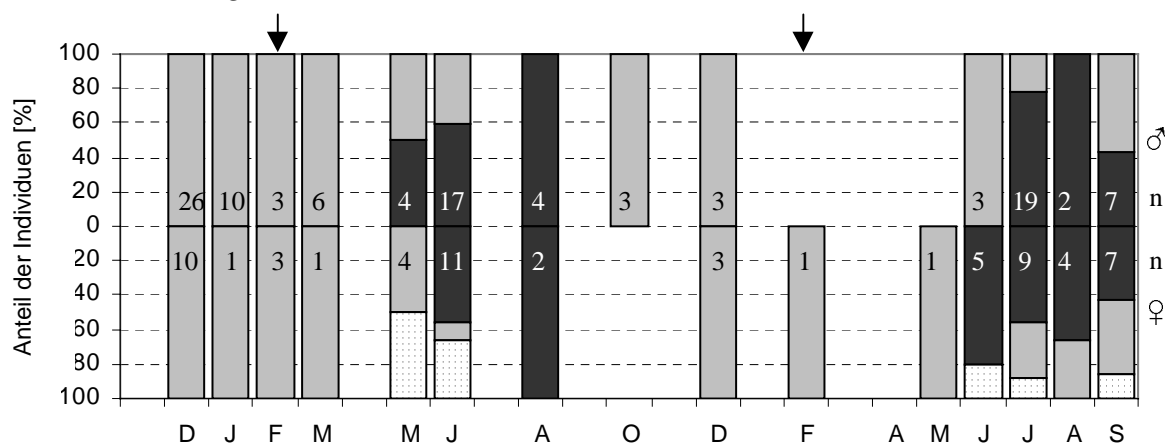
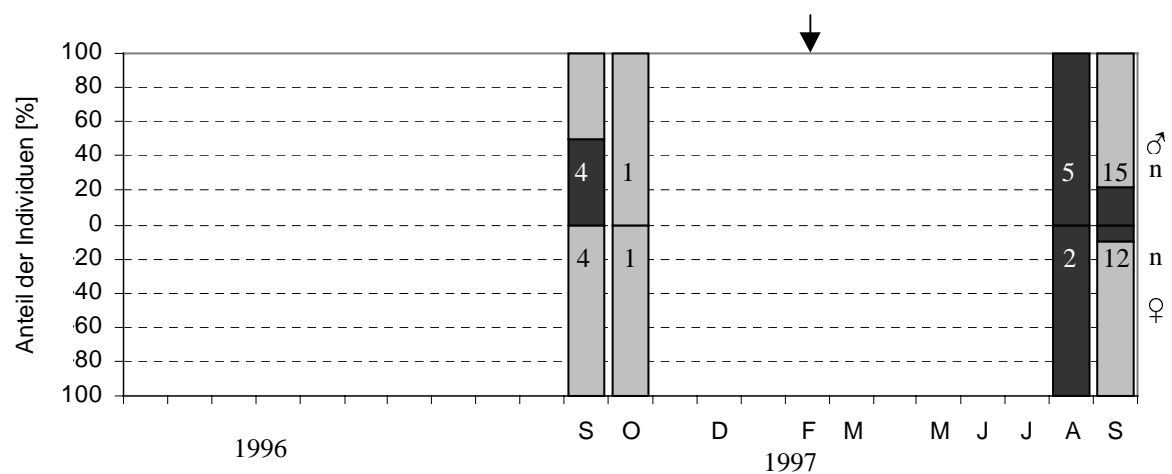
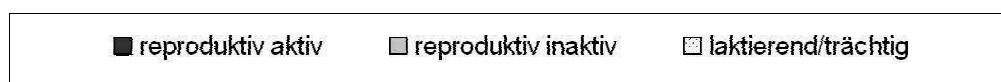
d) Fläche F3, *A. agrarius*e) Fläche F3, *M. agrestis*f) Fläche F5, *A. agrarius*

Abb. 3.7 d-f: Reproduktive Aktivität der adulten Männchen und Weibchen der dominanten Arten. n=Individuenzahlen.

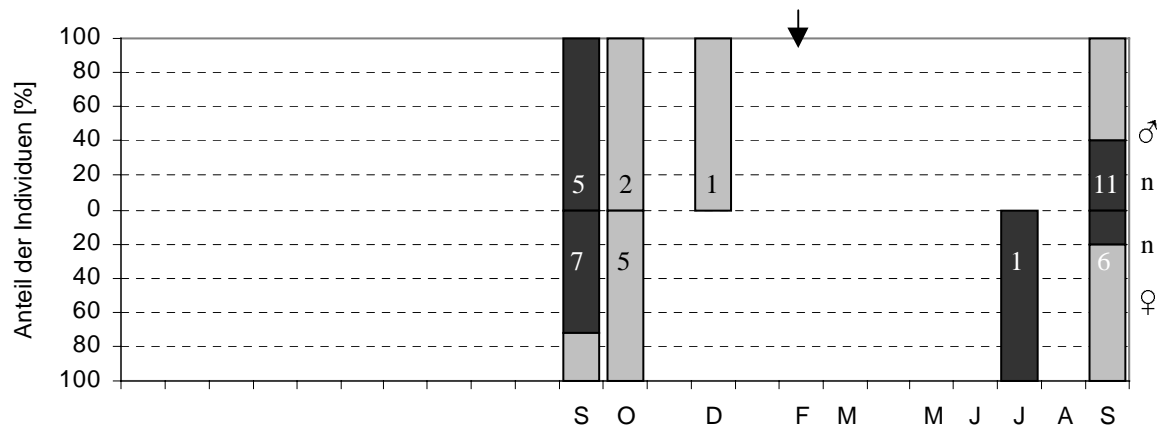
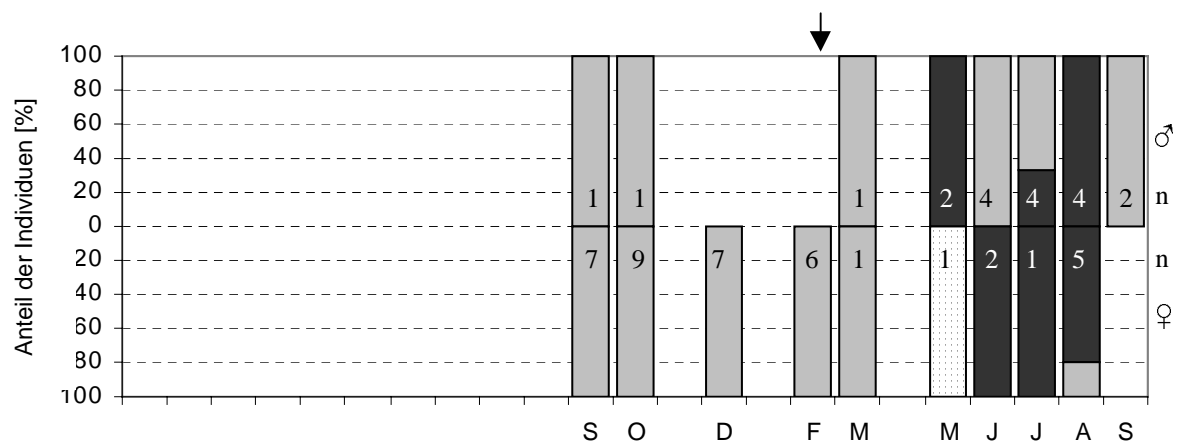
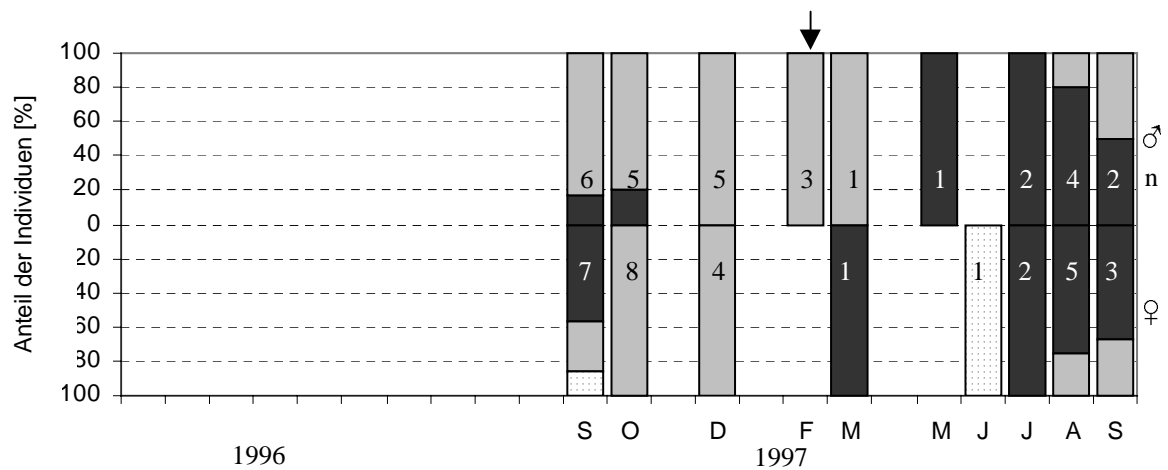
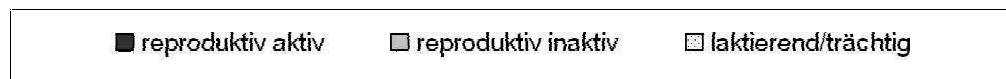
g) Fläche F5, *A. flavicollis*h) Fläche F5, *C. glareolus*i) Fläche F5, *M. agrestis*

Abb. 3.7 g-i: Reproduktive Aktivität der adulten Männchen und Weibchen der dominanten Arten. n=Individuenzahlen.

Mit Ausnahme von *M. arvalis*, die auch im Winter reproduktive Aktivität aufwies, lagen die Reproduktionszeiten aller Arten auf den verschiedenen Flächen zwischen Mai und Oktober. Laktierende und trächtige Weibchen wurden vorwiegend in den Monaten Mai und Juni erfaßt. Unterschiede im Verhältnis reproduktiv aktiver und inaktiver Männchen und Weibchen waren bei *A. agrarius* auf allen Flächen und bei *M. arvalis* auf der Fläche F1 signifikant, die Anzahl aktiver Männchen überwog in allen Fällen (*A. agrarius* F1: $\chi^2=5$, $df=1$, 247 , $p=0,022$; F3: $\chi^2=4,951$, $df=1$, $p=0,026$; F5: $\chi^2=4,437$, $df=1$, $p=0,035$; *M. arvalis* F1: $\chi^2=4,446$, $df=1$, $p=0,035$). Das Verhältnis von sexuell aktiven zu inaktiven Tieren wies zwischen den Flächen innerhalb der Arten keine signifikanten Unterschiede auf (χ^2 -Vierfelder-Test). Ein Einfluß der Überflutungen auf die Reproduktionszeit und Anzahl reproduktiver Tiere ist nicht erkennbar.

3.3.2.3 Gewichtsverteilung

Zur Ermittlung der Durchschnittsgewichte der dominanten Arten wurden sämtliche Fänge mit Ausnahme juveniler und sichtbar trächtiger Tiere herangezogen (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Durchschnittsgewichte der Männchen und Weibchen der dominanten Arten über den Untersuchungszeitraum (Erstfänge, nur Adulte, keine sichtbar graviden Individuen).

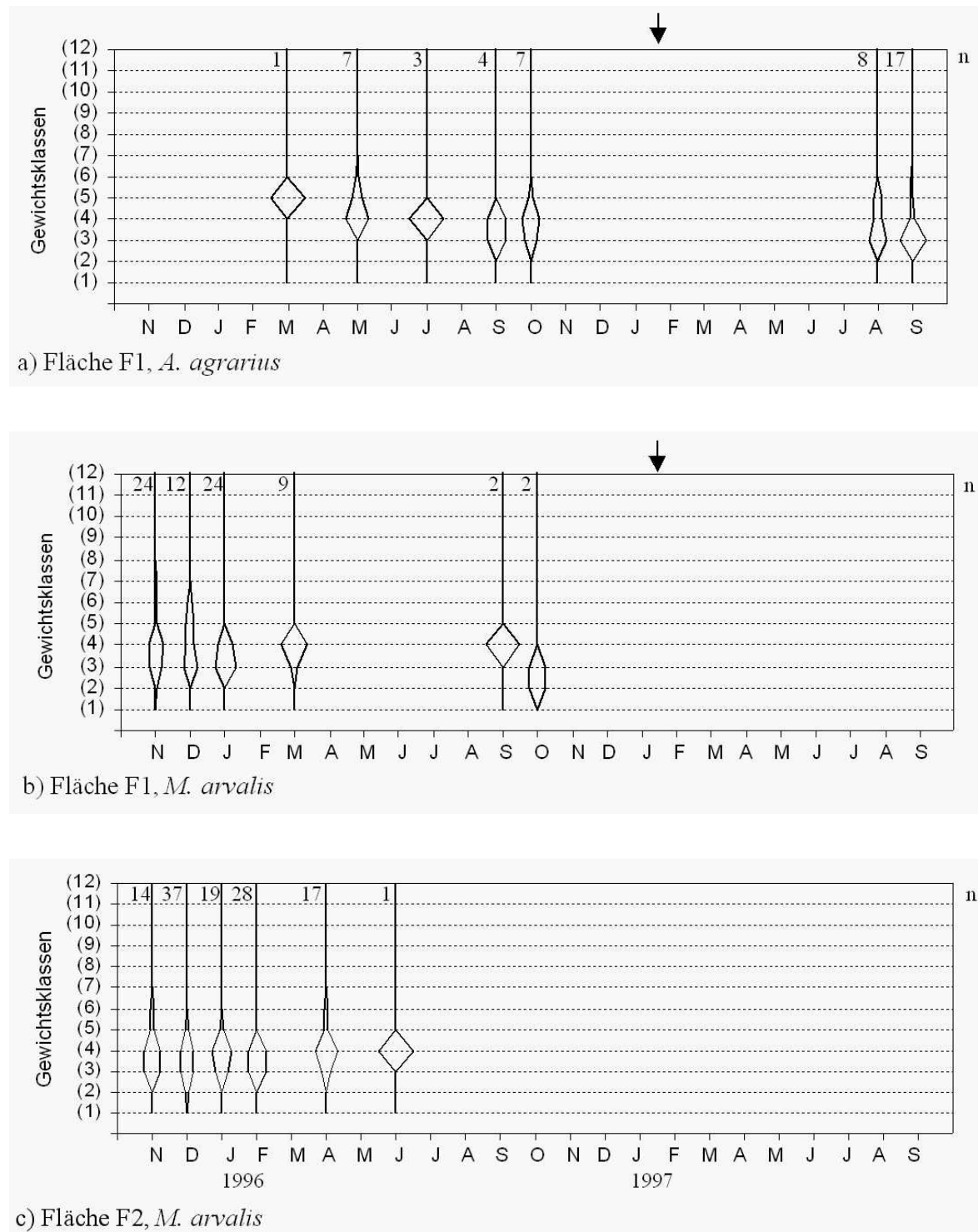
Gebiet/Art	♂		♀	
	Gewicht [g]	n	Gewicht [g]	n
F1				
<i>A. agrarius</i>	19,3 ± 3,7	40	16,2 ± 3	27
<i>M. arvalis</i>	16,7 ± 2,6	37	16,7 ± 4,5	48
F2				
<i>M. arvalis</i>	16,4 ± 3,6	85	15,8 ± 3	54
F3				
<i>A. agrarius</i>	19,8 ± 3,4	102	19,3 ± 4,2	109
<i>M. agrestis</i>	28,4 ± 9	135	25,3 ± 5,7	68
F5				
<i>A. agrarius</i>	19,4 ± 4,6	32	23,3 ± 5,1	31
<i>A. flavicollis</i>	25,9 ± 6,5	18	23 ± 5,2	21
<i>C. glareolus</i>	24,3 ± 5,7	34	20,4 ± 3,8	32
<i>M. agrestis</i>	32,7 ± 9,2	37	27,6 ± 9	30

Ein geschlechtsspezifischer Gewichtsunterschied wurde bei *C. glareolus* auf der Fläche F5 und bei *A. agrarius* auf der Fläche F1 nachgewiesen, die Männchen waren signifikant schwerer (*C. glareolus*: $U=188,0$, $Z=-3,298$, $p=0,034$, $n=66$; *A. agrarius*: $U=261,0$, $Z=-3,589$, $p<0,001$, $n=67$). Ein Vergleich der Flächen ergab einen signifikanten Unterschied des Weibchengewichtes von *A. agrarius* für die Flächen F1 und F3 und die Flächen F1 und F5, was aus dem geringen Gewicht der Weibchen auf der Fläche F1 resultiert (\varnothing F1/F3: $U=665,5$, $Z=-4,295$, $p<0,001$, $n=133$; \varnothing F1/F5: $U=85,5$, $Z=-2,061$, $p=0,039$, $n=38$). Die Männchen bei *M. agrestis* wiesen auf der Fläche F5 ein signifikant höheres Gewicht auf als auf der Fläche F3 ($U=1580,0$, $Z=-2,599$, $p=0,009$, $n=172$).

Die für beide Geschlechter zusammengefaßten Gewichtsdaten der Arten jeder Fangperiode sind in Abb. 3.8 a-i dargestellt. Die Gewichte beziehen sich auf die Erstfänge aller Individuen einer Fangperiode, einschließlich juveniler und trächtiger Individuen.

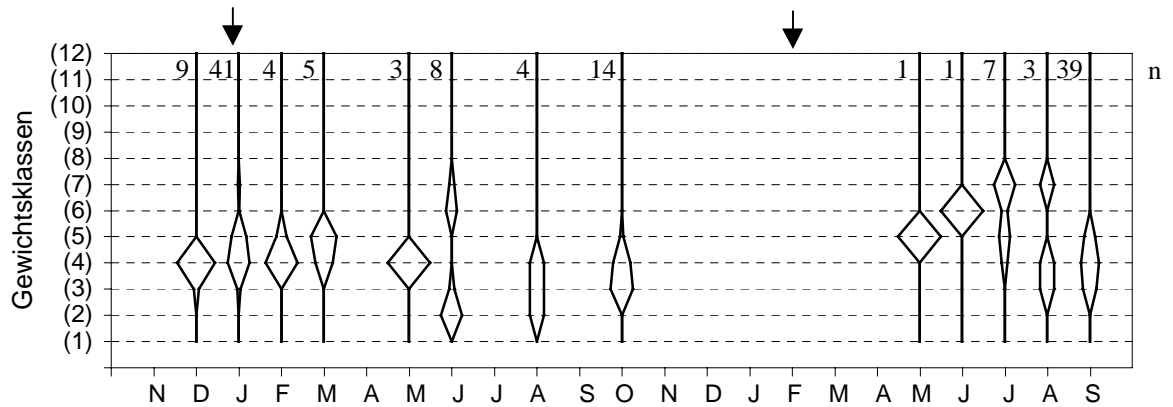
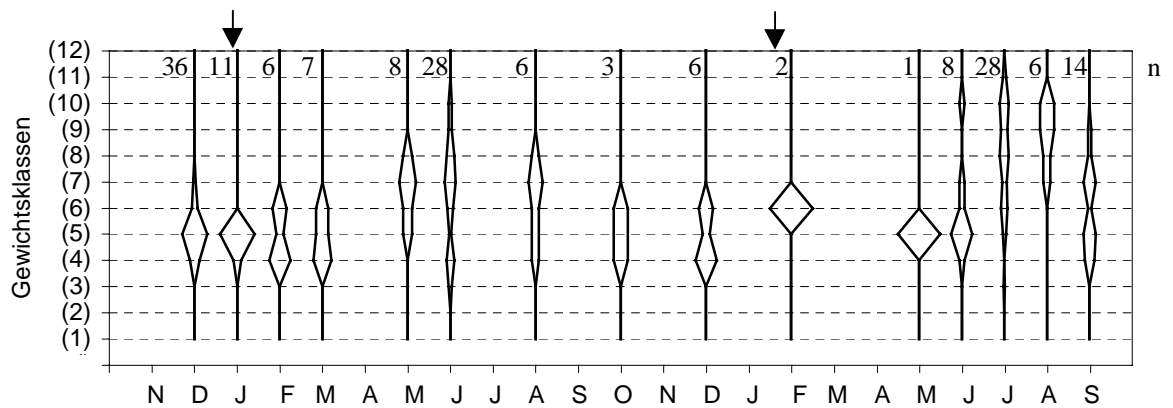
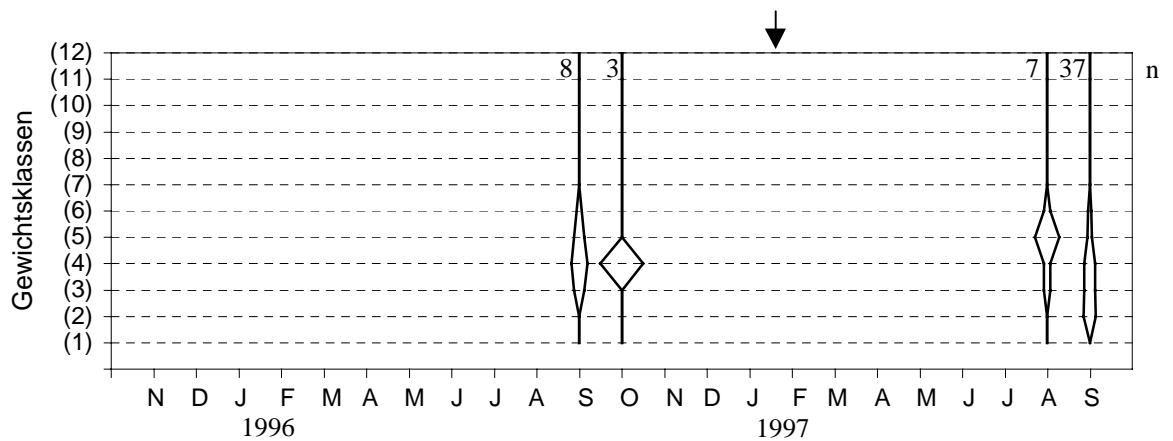
Bei den Langschwanzmäusen wurden die höchsten Gewichtsklassen mit bis zu 40 g bei *A. agrarius* und 50 g bei *A. flavicollis* jeweils im Sommer und im Herbst nachgewiesen. Das Vorkommen Juveniler erhöhte die Anteile niedrigerer Gewichtsklassen besonders bei *A. agrarius* auf der Fläche F3 schon ab Juni 1996, während generell die niedrigeren Gewichtsklassen im nächsten Jahr erst später in Erscheinung traten. Nach der Frühjahrsüberflutung 1997 traten schwerere Tiere erst später im August auf.

M. agrestis wies schon ab Juni jeden Jahres auf allen Flächen einen höheren Anteil an schwereren Tieren auf; ein Einfluß des Hochwassers ließ sich nicht erkennen. Auf allen Flächen wurden Gewichte bis zu 60 g registriert. Im Winter wurden insgesamt leichtere Tiere von oftmals nur 15 bis 30 g gefangen. Sehr niedrige Gewichtsklassen wurden aufgrund fehlender Juveniler nicht registriert. Mit einer Bandbreite von 5 bis 40 g wurde *M. arvalis* auch im Winter auf den Flächen F1 und F2 angetroffen.



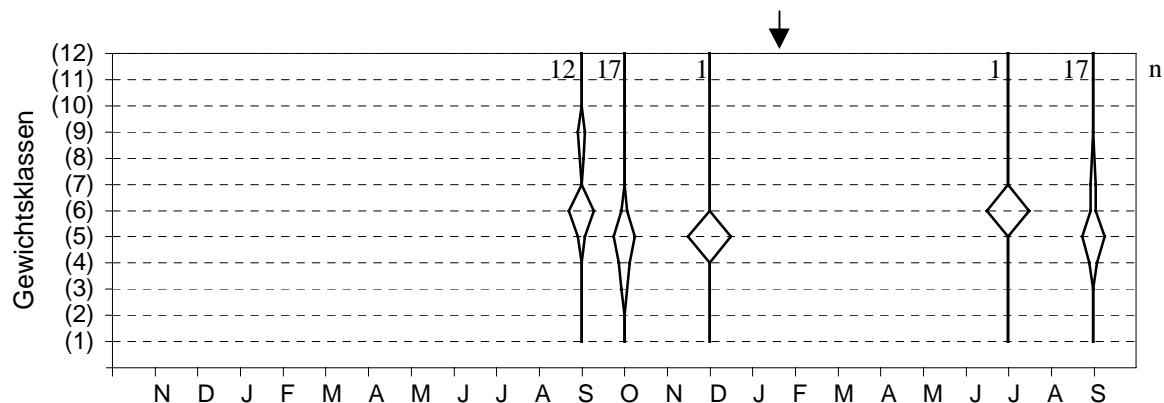
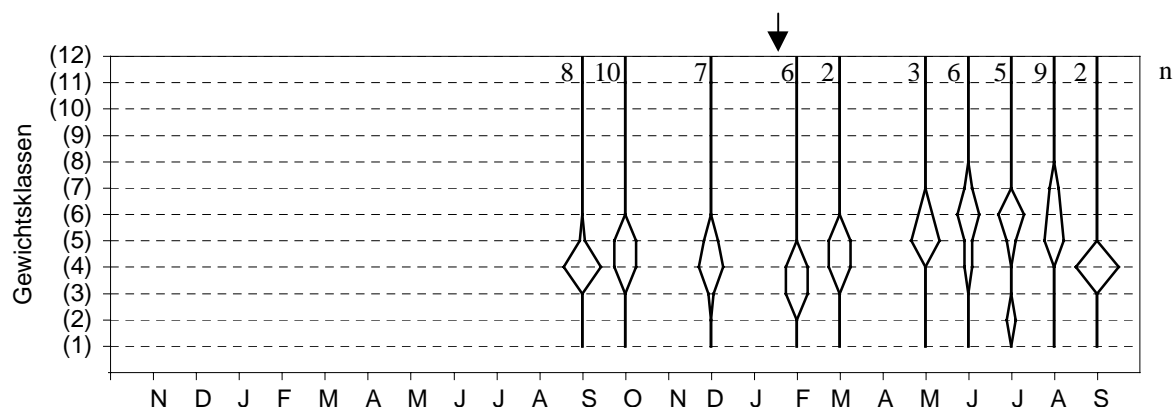
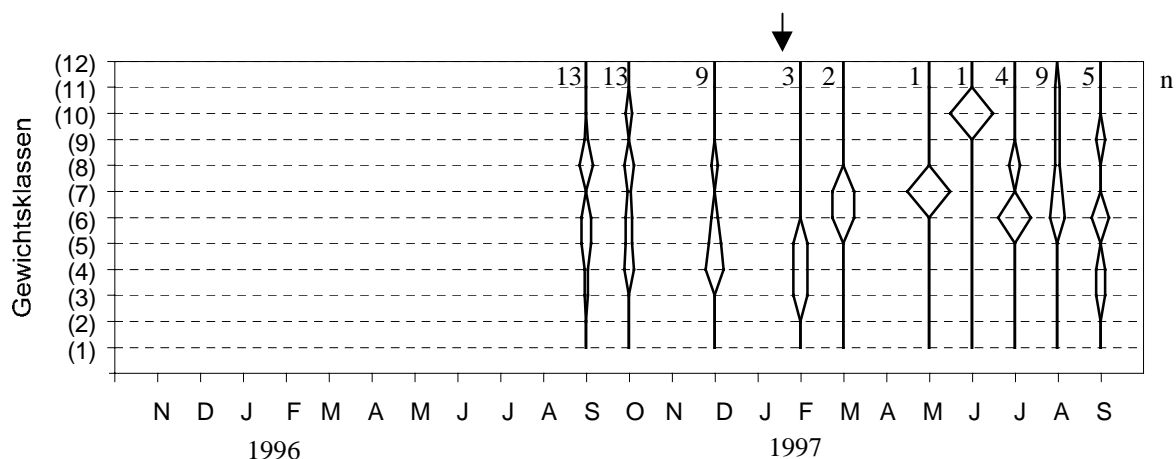
Gewichtsklassen 1-12 in g; — entspricht 100 %											
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
0-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-40	41-45	46-50	51-55	56-60

Abb. 3.8 a-c: Gewichtsverteilung bei den dominanten Arten (Erstfänge der Fangperioden, einschließlich Juveniler und Gravidar). n=Individuenzahlen.

d) Fläche F3, *A. agrarius*e) Fläche F3, *M. agrestis*f) Fläche F5, *A. agrarius*

Gewichtsklassen 1-12 in g; └─┐ entspricht 100 %											
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
0-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-40	41-45	46-50	51-55	56-60

Abb. 3.8 d-f: Gewichtsverteilung bei den dominanten Arten (Erstfänge der Fangperioden, einschließlich Juveniler und Gravidier). n=Individuenzahlen.

g) Fläche F5, *A. flavicollis*i) Fläche F5, *C. glareolus*h) Fläche F5, *M. agrestis*

Gewichtsklassen 1-12 in g; └─┘ entspricht 100 %											
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
0-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-40	41-45	46-50	51-55	56-60

Abb. 3.8 g-i: Gewichtsverteilung bei den dominanten Arten (Erstfänge der Fangperioden, einschließlich Juveniler und Gravidier). n=Individuenzahlen.

3.3.3 Besiedlung und Residenz

Unter Besiedlung ist allgemein das Hinzukommen neuer Individuen in eine Population durch Immigration, Dispersion oder lokale Reproduktion zu verstehen, unabhängig von der jeweiligen Aufenthaltsdauer. Dem Populationswachstum wirken Mortalität und Emigration entgegen; bei Ausgeglichenheit der Prozesse des Hinzukommens und des Verschwindens ist eine Population stabil. Aufgrund der Schwierigkeiten, Mortalität direkt zu messen, wird das Verhältnis und die Aufenthaltsdauer der auf der Fläche verbleibenden Individuen betrachtet. Im folgenden wird der Individuenaustausch in den einzelnen Populationen unter verschiedenen Aspekten analysiert.

3.3.3.1 Neufänge und Immigration

Alle Tiere, die erstmalig gefangen und markiert werden, sind als Neufänge oder „Input“ zu bezeichnen. Die Inputrate drückt demnach den Prozentsatz an Neufängen bezogen auf die MNA-zahlen aus. Werden die Tiere zu einem späteren Zeitpunkt nochmals erfaßt, gelten sie als Siedler bzw. als Immigranten. Als Siedler- bzw. Immigrationsrate wird der Prozentsatz der Siedler bezogen auf die MNA-zahlen angesehen. Die Ermittlung der Gesamtsiedlerrate über den gesamten Untersuchungszeitraum basiert auf den Gesamtindividuenzahlen, nicht auf den Werten für MNA (Tabellen 3.4, 7.2 und 7.3 im Anhang).

Tab. 3.4 : Gesamtsiedlerrate und durchschnittliche Inputrate der dominanten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum

Gebiet/Art	n	Gesamtsiedlerrate [%]	Durchschnittliche Inputrate [%]
F1			
<i>A. agrarius</i>	47	2,1	98± 5,4
<i>M. arvalis</i>	57	15,8	78,5 ± 21,4
F2			
<i>M. arvalis</i>	86	17,4	75 ± 19
F3			
<i>A. agrarius</i>	115	8,7	84,2 ± 17,1
<i>M. agrestis</i>	147	9,5	73,7 ± 19
F5			
<i>A. agrarius</i>	43	4,9	88,9 ± 19,3
<i>A. flavicollis</i>	37	0	100
<i>C. glareolus</i>	39	10,3	49,4 ± 24,2
<i>M. agrestis</i>	42	9,5	74,8 ± 27

Die durchschnittliche Inputrate der einzelnen Fangperioden lag für *A. agrarius* auf allen untersuchten Flächen über 84 % (Tab. 7.3 im Anhang). Im Vergleich mit den sehr niedrigen Siedlerraten mit einem Wert für die Gesamtsiedlerrate von 2,1 bis 8,7 % stellte sich *A. agrarius* als wenig seßhafte Art auf den Untersuchungsflächen dar. *A. flavicollis* war grundsätzlich nur als durchziehende Art mit einer jeweils 100 %igen Inputrate und einer Siedlerrate von 0 % zu verzeichnen. Die Wühler wiesen höhere Werte für die Gesamtsiedlerrate auf; für *C. glareolus* ergab sich ein Wert von 10,26 %, für *M. agrestis* wurde auf den Flächen F3 und F5 ein Wert von 9,52 % gefunden, und eine maximale Gesamtsiedlerrate von 15,79 % erreichte *M. arvalis* auf der Fläche F1. Die Inputraten der Wühler lagen bei 33,33 bis 100 % im Vergleich zu nicht über 26,32 % steigenden Siedlerraten (Tab. 7.2 im Anhang), was ebenfalls auf eine hohe Rate an durchziehenden, nicht seßhaften Tieren hindeutet. Alle weiteren Arten wurden nur in geringen Zahlen oder Einzelfängen erfaßt, die Immigrationsraten gingen gegen 0. Insgesamt war ein hoher Individuenaustausch zu verzeichnen.

3.3.3.2 Residenzstatus

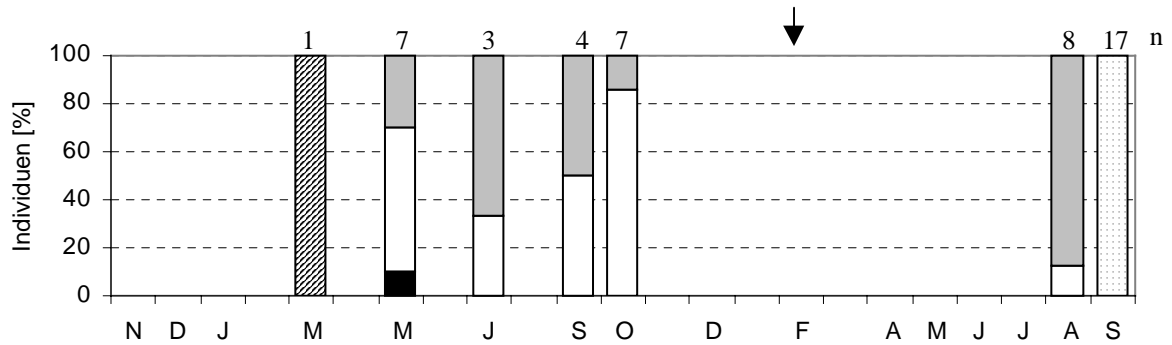
Bei der Darstellung des Residenzstatus der dominanten Arten auf den einzelnen Flächen wird eine differenziertere Einteilung der Individuen vorgenommen (Abb. 3.9 a-i). Es wird zwischen Bewohnern (Siedler und Besetzer), Besuchern und Durchzügler unterschieden:

- **Bewohner:**
 - a) **Siedler:** ein in dieser Fangperiode erfaßtes Tier, das später wenigstens in einer Fangperiode noch einmal gefangen wird;
 - b) **Besetzer:** ein Tier, das in einer vorherigen Fangperiode bereits erfaßt wurde und in dieser wiedergefangen wird;
- **Besucher:** ein Tier, das nur in dieser Fangperiode mehrmals erfaßt wird;
- **Durchzügler:** ein Tier, das nur in dieser Fangperiode ein einziges mal erfaßt wird;

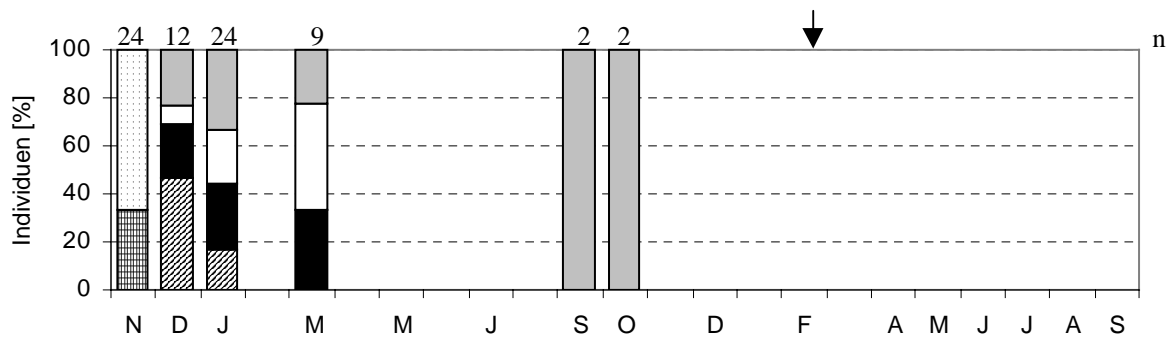
In der jeweiligen ersten Fangperiode ist eine genaue Klassifizierung mit Ausnahme der Bewohner nicht möglich; ebenso wenig lassen sich die Tiere der letzten Fangperioden zuordnen.

Auf der Fläche F1 war im Winter 1995/1996 bei *M. arvalis* ein hoher Anteil an Besetzern und Siedlern zu verzeichnen, der zum Frühjahr hin abnahm (Abb. 3.9 b). Der maximale Bewohneranteil betrug 69 % im Dezember 1995. Im Herbst konnten nur noch wenige Durchzügler erfaßt werden. *A. agrarius* trat hier bis auf Mai 1996 nur als Durchzügler oder Besucher auf (Abb. 3.9 a). Dieses Ergebnis wurde auch für die übrigen Arten auf der Fläche F1 festgestellt. Auf der Fläche F2 wurden ähnlich hohe Raten von Besetzern und Siedlern bei *M. arvalis* mit bis zu 59 % Bewohnern im April gefunden, während im August kein Tier mehr erfaßt wurde (Abb. 3.9 c).

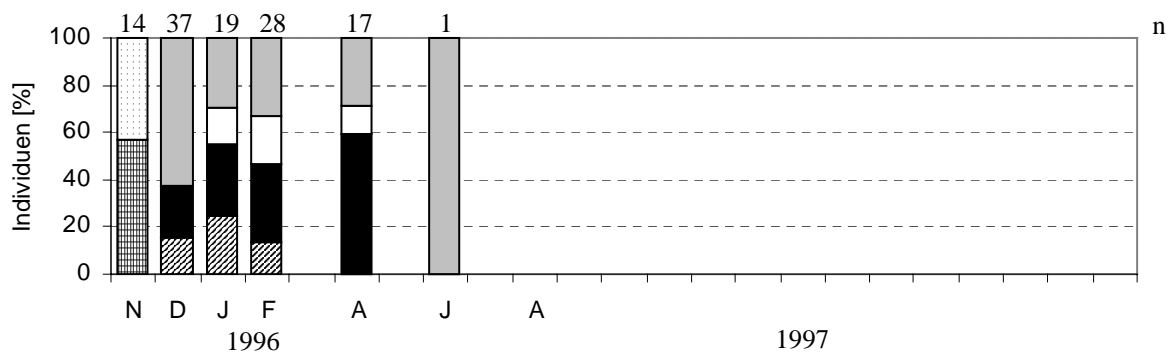
Ein stetigeres Vorkommen zeigten die Populationen auf der Fläche F3. *M. agrestis* war hier in allen Fangperioden mit Siedlern und Besetzern vertreten, wenn auch mit niedrigen Gesamtzahlen von meist nur wenigen Tieren, insbesondere nach den Überflutungen (Abb. 3.9 e). Für *A. agrarius* waren mit einem Optimum von 100 % Besetzeranteil im



a) Fläche F1, *A. agrarius*



b) Fläche F1, *M. arvalis*



c) Fläche F2, *M. arvalis*

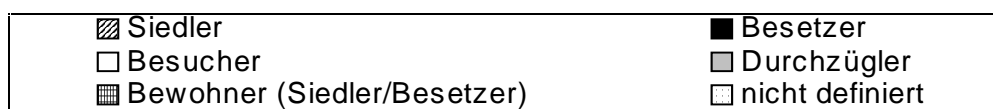


Abb. 3.9 a-c: Residenzstatus der dominanten Arten. n=Individuenzahlen.

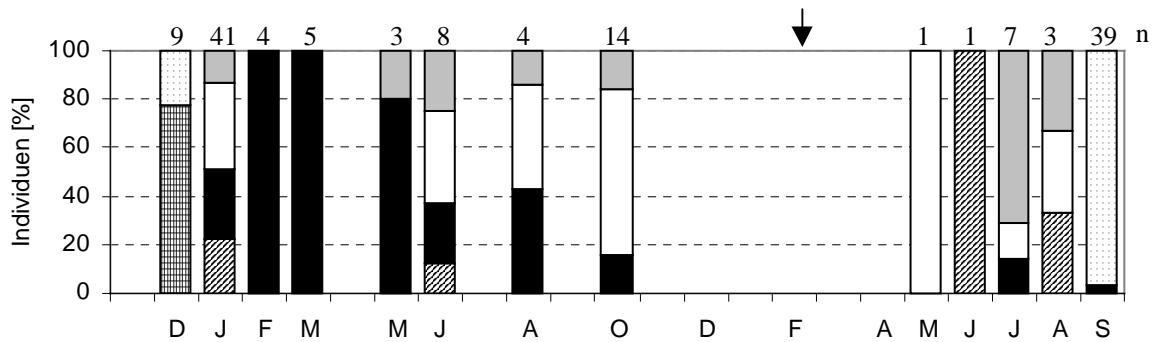
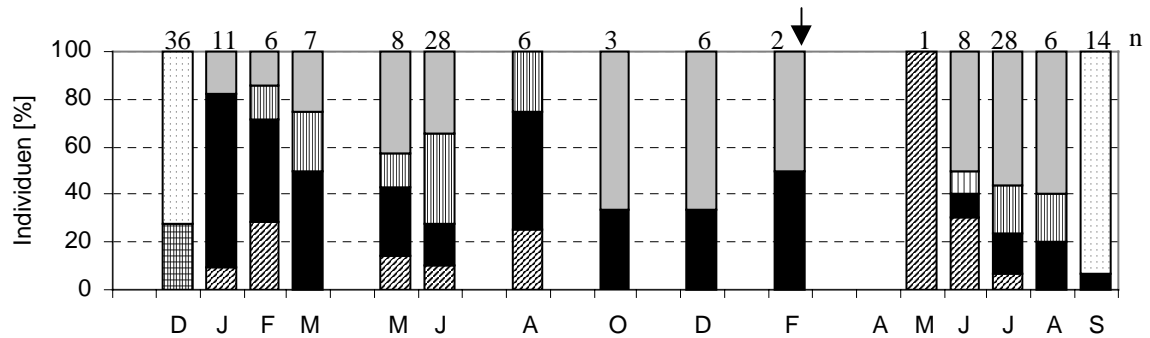
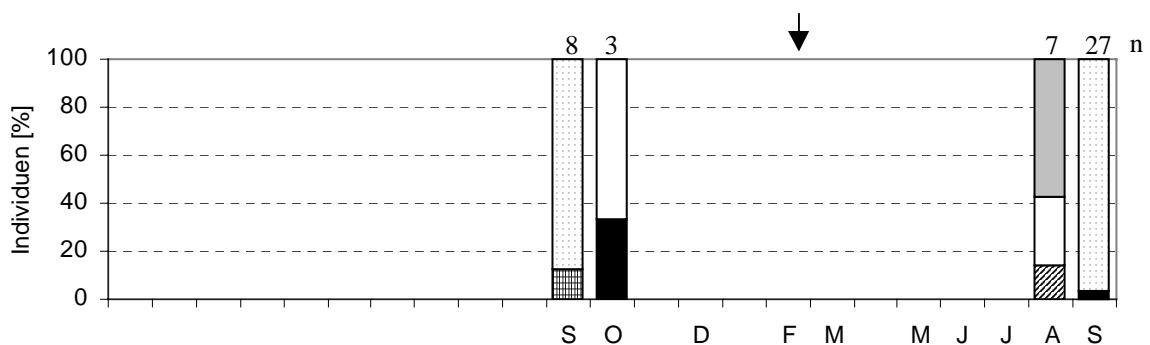
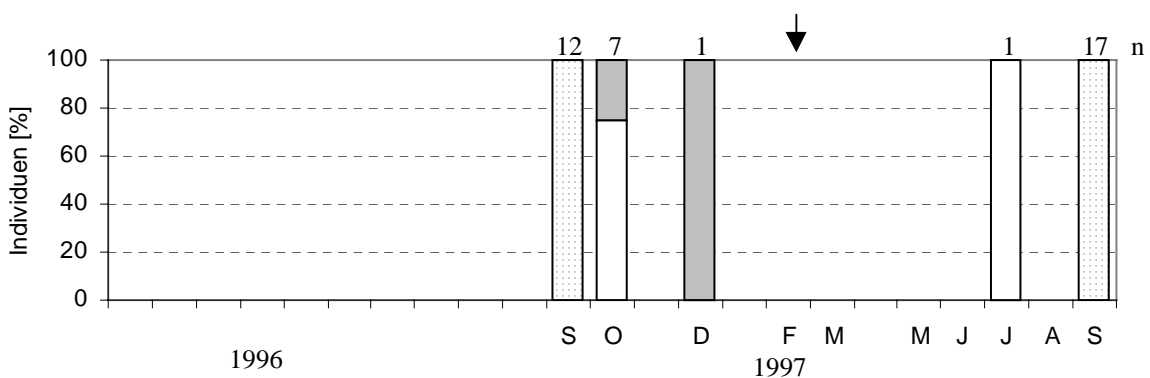
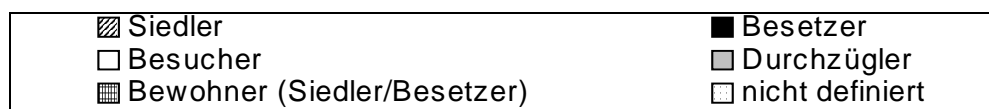
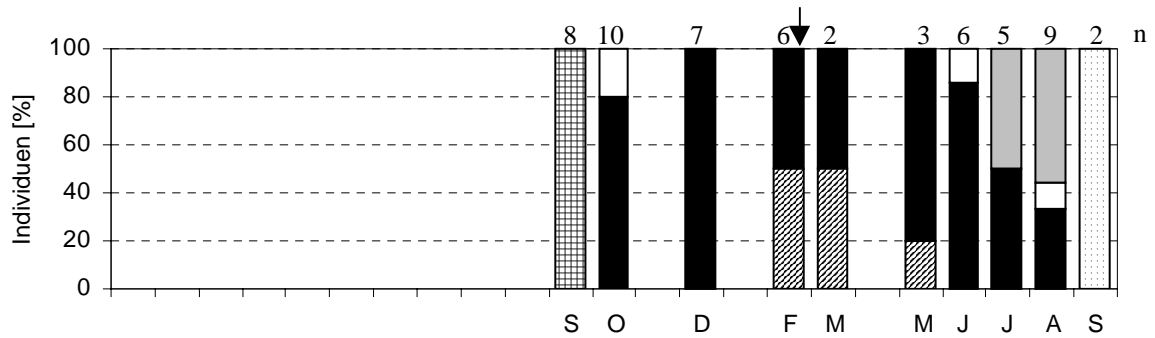
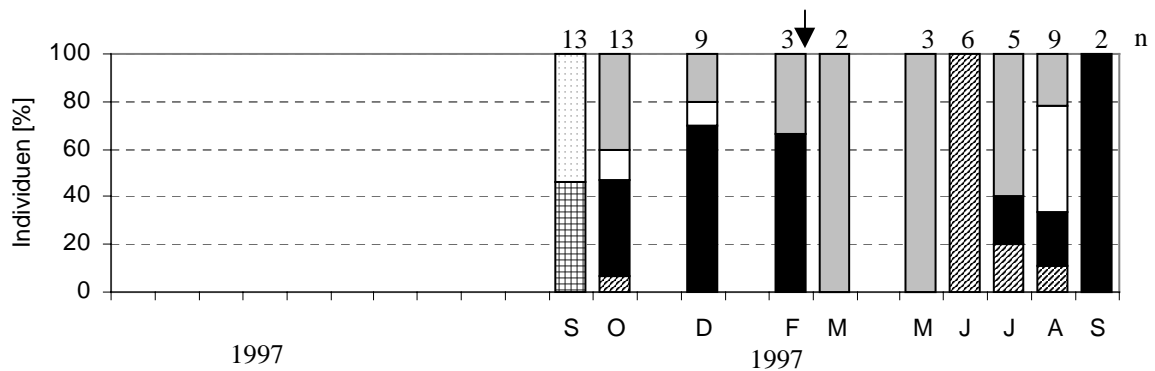
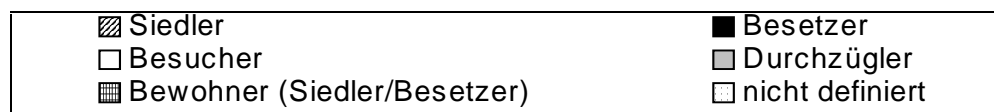
d) Fläche F3, *A. agrarius*e) Fläche F3, *M. agrestis*f) Fläche F5, *A. agrarius*g) Fläche F5, *A. flavicollis*

Abb. 3.9 d-g: Residenzstatus der dominanten Arten. n=Individuenzahlen.

h) Fläche F5, *C. glareolus*i) Fläche F5, *M. agrestis***Abb. 3.9 h-i:** Residenzstatus der dominanten Arten. Individuenzahlen (n) über den Säulen.

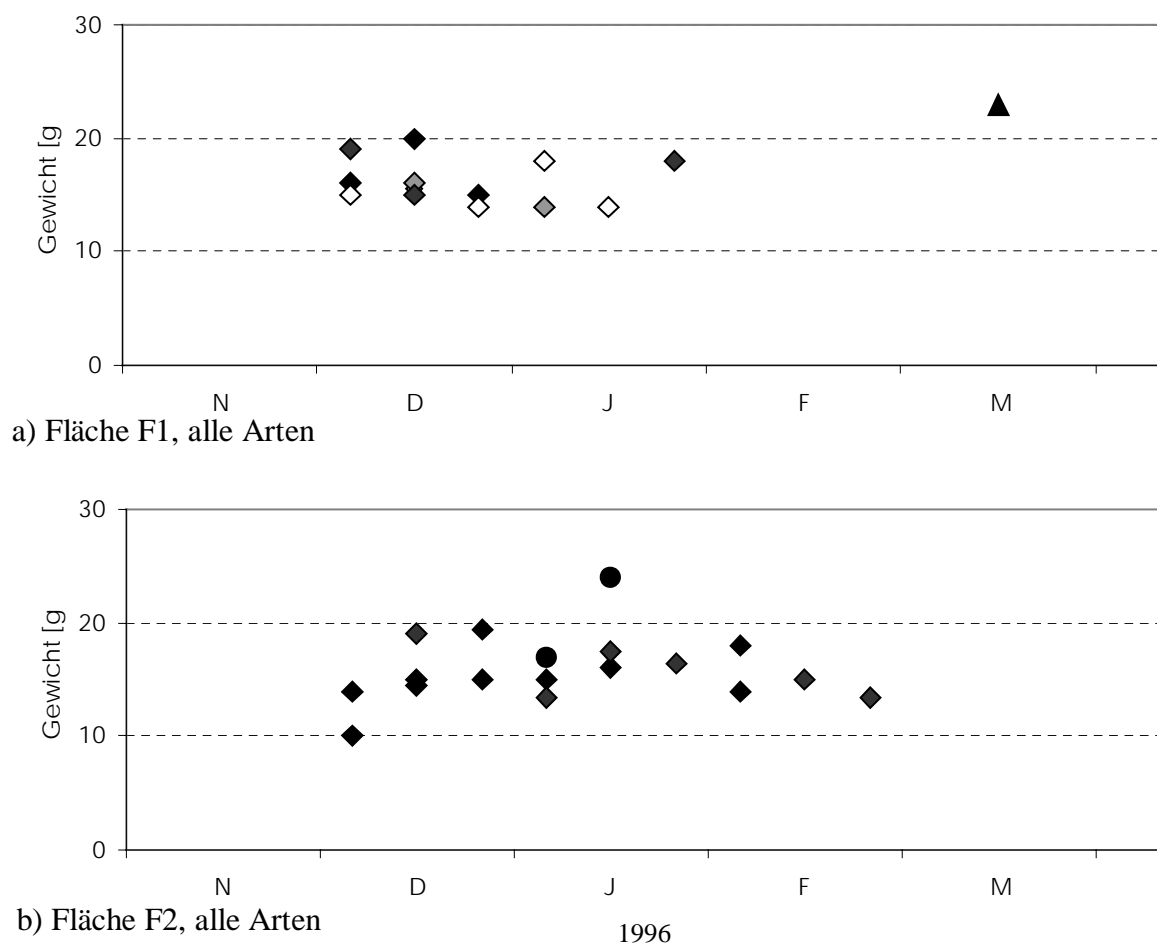
Winter 1995/1996 Bewohner bis Oktober 1996 nachzuweisen (Abb. 3.9 d). Im Winter 1996/1997 und nach der Frühjahrsüberschwemmung 1997 wurde bis Mai kein Tier gefangen. Erst im Juli und August traten einzelne Siedler auf.

Auf der Fläche F5 wies *C. glareolus* mit 80 % Besetzeranteil im Oktober und 100 % im Dezember 1996 das stetigste Vorkommen auf (Abb. 3.9 i). Im Frühjahr 1997 siedelten weitere Tiere, so daß sich der überwiegende Anteil der Population in fast allen Fangperioden aus Bewohnern zusammensetzte. Bei *M. agrestis* wurde hier bis zur Frühjahrsüberschwemmung 1997 ebenfalls ein hoher Bewohneranteil mit bis zu 70 % im Dezember festgestellt; nach Rückgang des Hochwassers zeigten sich zunächst nur Durchzügler, der erste Siedler konnte im Juni erfaßt werden (Abb. 3.9 h). Die Langschwanzmäuse traten mit Ausnahme von *A. agrarius* im Oktober 1996 nur als Besucher und Durchzügler in Erscheinung (Abb. 3.9 f und g).

3.3.3.3 Siedlerstruktur

Zur Analyse der Siedlerstruktur wurden Geschlecht, Gewicht und Reproduktionsstatus der Siedler untersucht (Abb. 3.10 a-i und Tabellen 7.4 a und b im Anhang). Ein Vergleich der Siedler zu Durchzüglern und Besuchern ergab nur geringfügige Unterschiede.

Mit Ausnahme von *M. arvalis*, die nur im Winter 1995/1996 auf den Flächen F2 und F3 auftrat, siedelten die Individuen der einzelnen Arten zu allen Jahreszeiten. Das Verhältnis der Siedler zu durchziehenden und besuchenden Tieren unterschied sich im Sommer und



	♂ reproduktiv inaktiv	♂ reproduktiv aktiv	♀ reproduktiv inaktiv	♀ reproduktiv aktiv
<i>A. agrarius</i>	▲	△	▲	△
<i>A. flavicollis</i>	×	×	×	×
<i>C. glareolus</i>	■	□	■	□
<i>M. agrestis</i>	●	○	●	○
<i>M. arvalis</i>	◆	◇	◆	◇

Abb. 3.10 a und b: Siedlungszeitpunkt, Geschlecht, Gewicht und Reproduktionsstatus der Siedler der dominanten Arten.

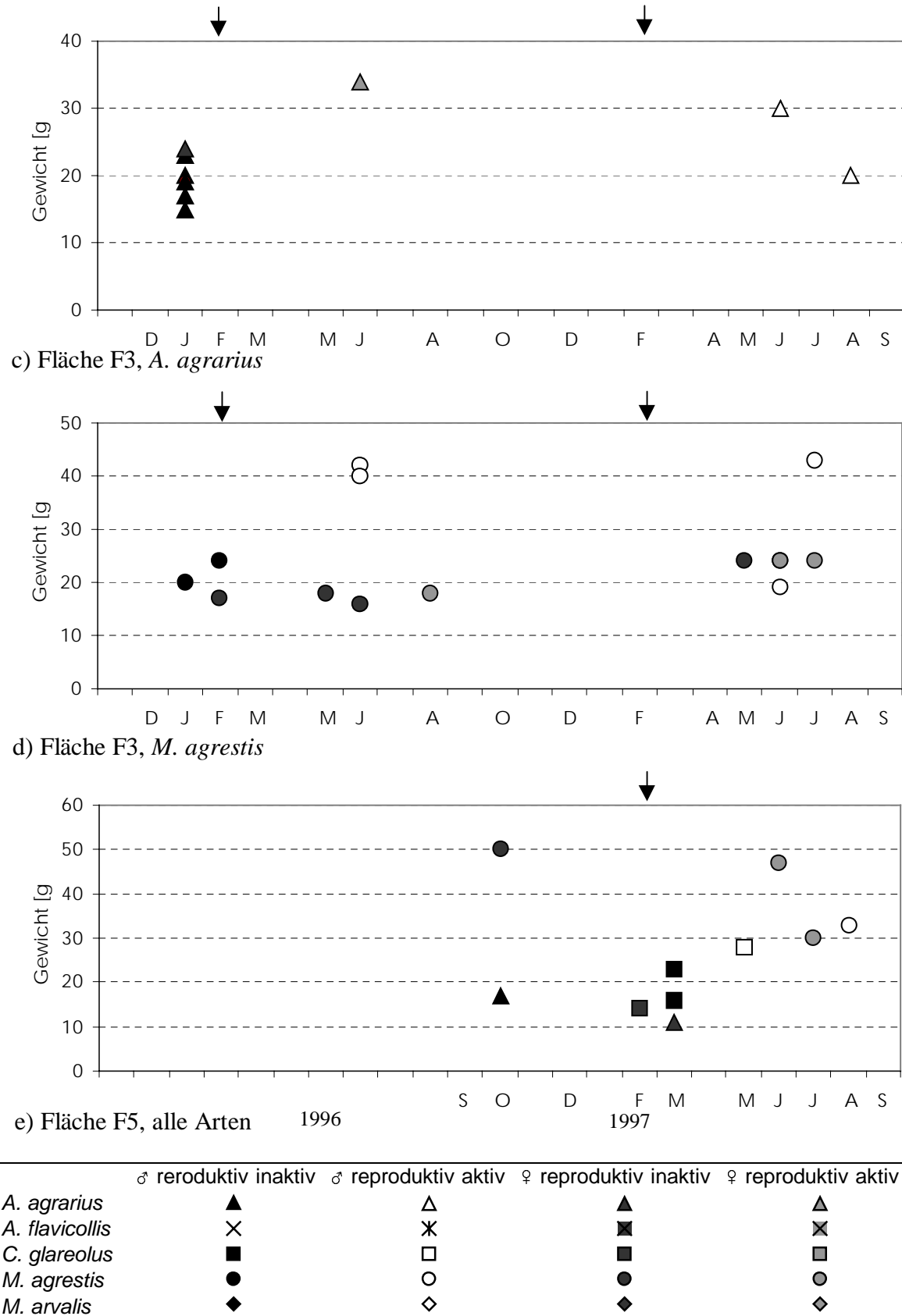


Abb. 3.10 c-e: Siedlungszeitpunkt, Geschlecht, Gewicht und Reproduktionsstatus der Siedler der dominanten Arten. (y-Achsen-Skalierung variiert).

Winter nicht signifikant (χ^2 -Vierfelder-Test). Ein Einfluß des Hochwassers auf die Siedlerstruktur läßt sich, abgesehen von den wenigen Siedlern bis zum Sommer 1997 auf der Fläche F3, nicht erkennen.

Das Geschlechterverhältnis der Siedler war nur bei *M. arvalis* auf der Fläche 1 und *M. agrestis* auf der Fläche F3 signifikant verschieden, im ersten Fall siedelten signifikant mehr Männchen, im zweiten mehr Weibchen (*M. arvalis* F1: $\chi^2=4,611$, $df=1$, $p=0,032$; *M. agrestis* F3: $\chi^2=9,268$, $df=1$, $p=0,002$). Bei den durchziehenden und besuchenden Männchen und Weibchen zeigten sich mit Ausnahme der Fläche F3 keine signifikanten Unterschiede im Reproduktionsstatus: Auf der Fläche F3 wurden bei *A. agrarius* und *M. agrestis* signifikant mehr reproduktiv aktive Tiere als inaktive unter den Besuchern erfaßt (*A. agrarius*: $\chi^2=10,326$, $df=1$, $p=0,001$; *M. agrestis*: $\chi^2=10,111$, $df=1$, $p=0,001$). Bei den Siedlern überwog insgesamt der Anteil reproduktiv inaktiver Männchen und Weibchen (Tab. 7.4 b im Anhang), wobei die Männchen im Vergleich zu den Weibchen eine höhere Rate an reproduktiv aktiven Tieren aufwiesen.

Der Gewichtsvergleich der Siedler gegenüber den Durchzügler und Besuchern zeigte keine signifikanten Unterschiede (Tab. 7.4 a im Anhang), nur bei *M. agrestis* auf der Fläche F3 waren besuchende Weibchen signifikant schwerer als siedelnde Weibchen ($U=40,0$, $Z=-2,832$, $p=0,005$, $n=43$).

3.3.4 Individuenturnover und Überleben

3.3.4.1 Individuenturnover

Der für die dominanten Arten der Untersuchungsflächen berechnete Individuenturnover beschreibt die Faunenveränderung und zeigt ebenso wie die Überlebensraten den Grad der Stabilität einer Population (Abb. 3.11 a-d).

Ein hohes Maß an Instabilität der Individuenzusammensetzungen wies die Fläche F1 auf. Besonders im Herbst jeden Jahres durch das Erscheinen von *A. agrarius* und nach der Überschwemmung 1997 waren hohe Turnoverwerte zu verzeichnen. Auf der Fläche F2 resultiert ein abnehmender Turnoverwert für *M. arvalis* aus einer zunächst größeren, stabileren Population, von der im Sommer 1996 nur noch wenige Individuen erfaßt werden konnten.

Ausgeglichene Individuenturnover waren auf der Fläche F3 zu finden, obgleich *A. agrarius* auch hier, wie in den anderen Untersuchungsräumen, eine höhere Instabilität

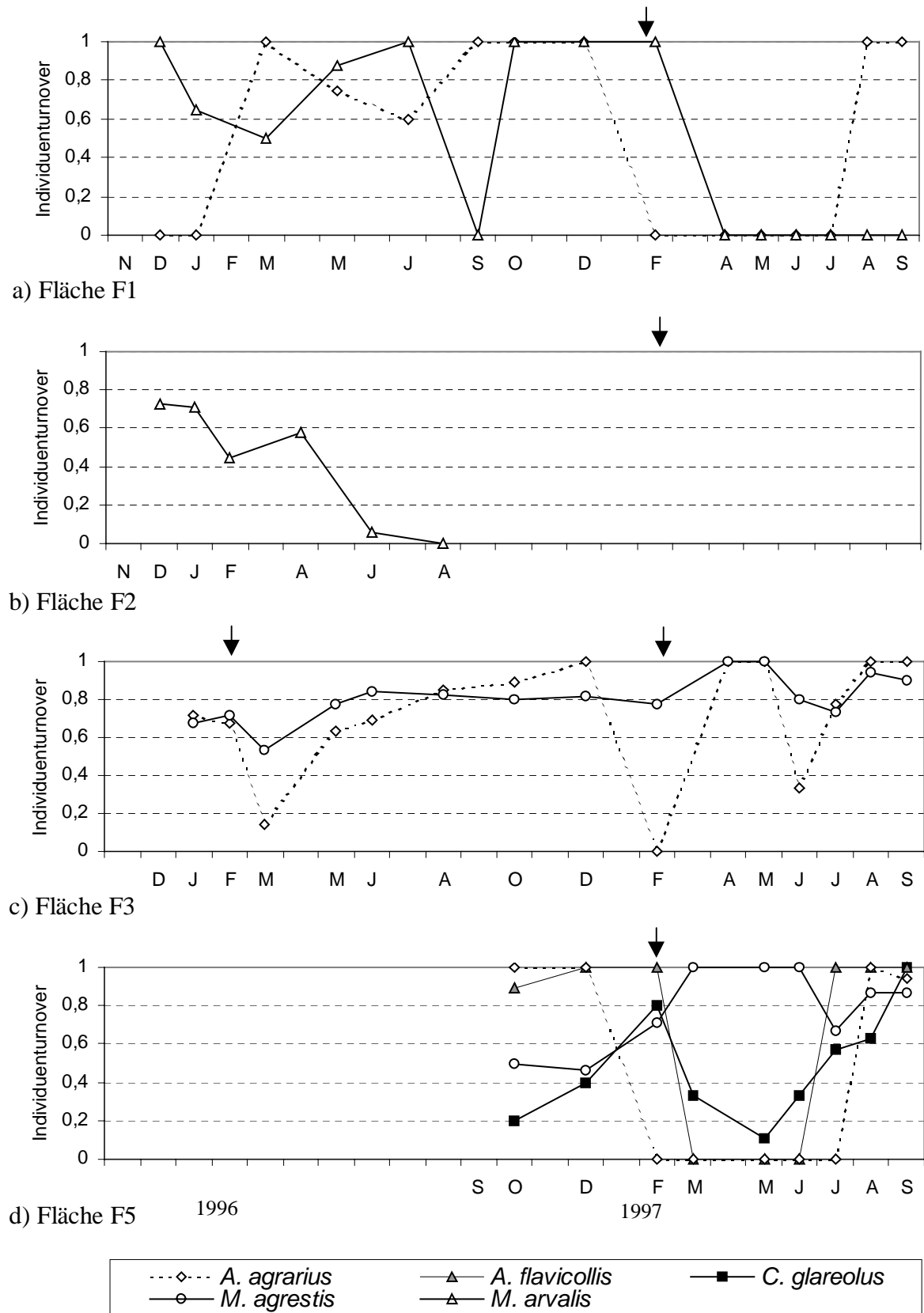


Abb. 3.11 a-d: Individuenturnover der dominanten Arten

mit größeren Turnoverwerten insbesondere nach dem Hochwasser aufwies. Das geringere Hochwasser 1996 auf der Fläche F3 wirkte sich ebenfalls auf die Turnoverwerte und somit negativ auf die Stabilität aus. Die geringsten Schwankungen zeigte *M. agrestis*, sowohl auf der Fläche F3 als auch auf der Fläche F5.

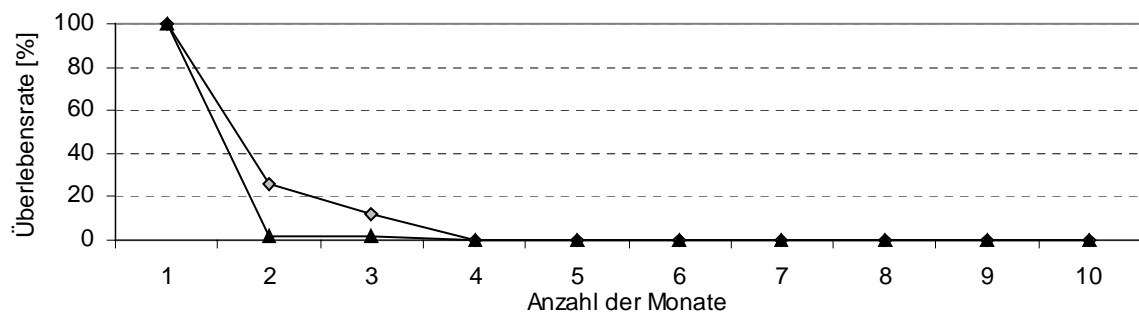
Wie auf allen Untersuchungsflächen zeichnete sich auch auf der Fläche F5 eine deutliche Faunenveränderung nach der Überflutung im Frühjahr 1997 ab, da zuerst keine oder wenige Individuen vertreten waren und in den Folgemonaten neue Tiere einwanderten. Die erste Erhöhung der Turnoverwerte wurde bei *C. glareolus* nachgewiesen, im Juni und Juli 1997 stiegen die Werte der anderen Arten.

Insgesamt zeichneten sich die Flächen durch einen hohen Individuenturnover der einzelnen Arten aus, insbesondere im Einfluß der Überflutungen.

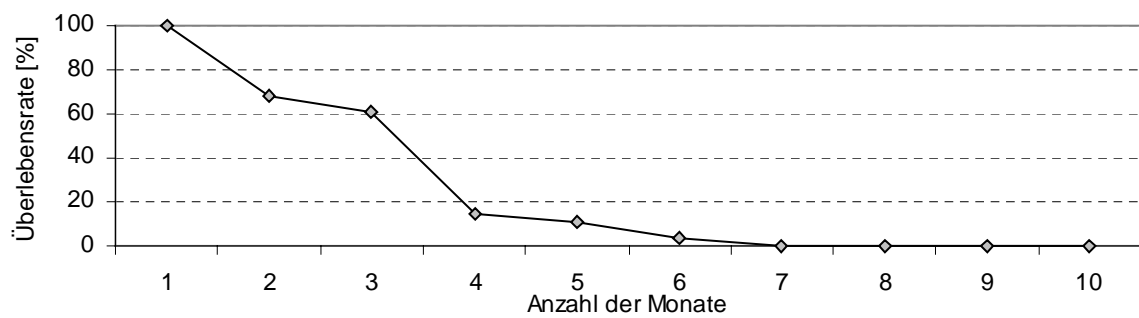
3.3.4.2 Überlebensraten

In die Berechnung der Überlebensraten gehen die Daten aller Individuen der dominanten Arten ein. Überleben ist hier gleichzusetzen mit Überdauern auf der Fläche, unabhängig davon, ob das Verschwinden der Individuen in Mortalität, Prädation oder Emigration begründet ist.

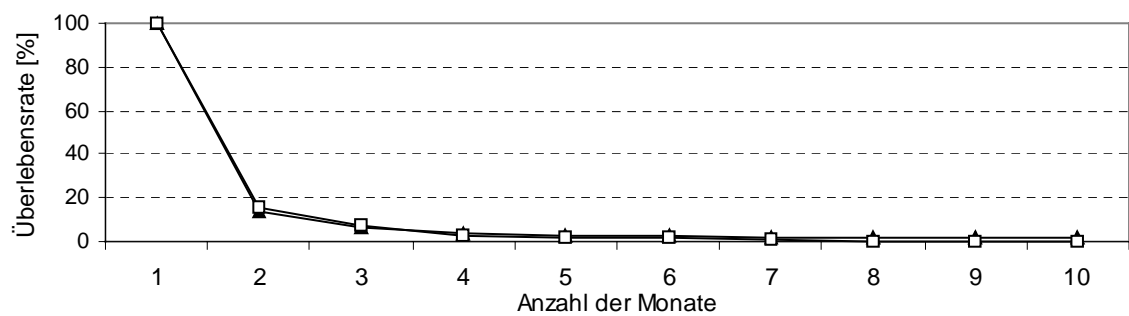
Insgesamt fanden sich niedrige Überlebensraten (Abb. 3.12 a-d). Die höchsten Werte mit einem maximalen Aufenthalt von 10 Monaten wurden für *C. glareolus* auf der Fläche F5 gefunden, die Überlebensrate betrug nach zwei Monaten noch 40 %. *M. arvalis* wies zwar mit 60 % nach drei Monaten eine hohe Rate auf, konnte aber nur bis zu 6 Monaten auf der Fläche F2 nachgewiesen werden. *M. agrestis* wies auf keiner Fläche im dritten Monat eine höhere Überlebensrate als 12,5 % auf; länger als über einen Zeitraum von 6 Monaten war sie nicht anzutreffen. Die niedrigste Überlebensrate besaß *A. flavicollis*. *A. agrarius* wies ebenso eine niedrige Überlebensrate auf: Sie war nur auf der Fläche F3 über einen längeren Zeitraum vertreten, doch auch hier war im zweiten Monat die Überlebensrate schon auf 13,9 % gesunken.



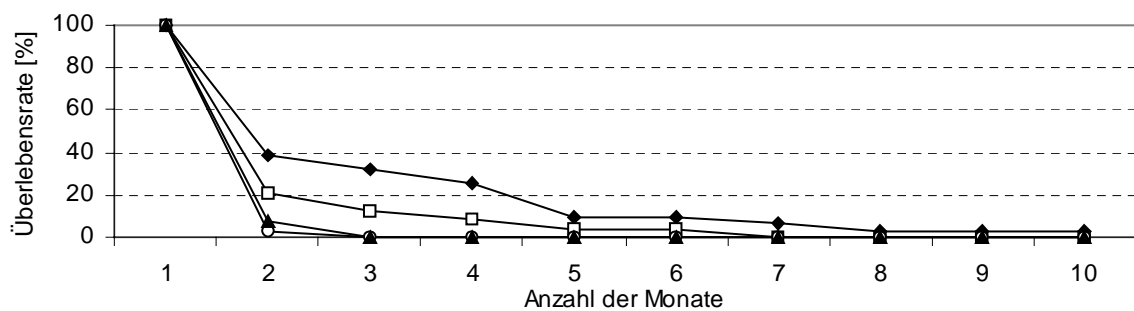
a) Fläche F1



b) Fläche F2



c) Fläche F3



d) Fläche F5

—▲— *A. agrarius* —○— *A. flavicollis* —◆— *C. glareolus* —□— *M. agrestis* —◇— *M. arvalis*

Abb. 3.12 a-d: Überlebensraten dominanter Arten (F1: $n_{A.a.}=47$, $n_{M.arv.}=57$; F2: $n_{M.arv.}=86$; F3: $n_{A.a.}=115$, $n_{M.agr.}=147$; F5: $n_{A.a.}=43$, $n_{A.f.}=37$, $n_{C.g.}=39$, $n_{M.agr.}=42$)

3.3.4.3 Überleben der Fangkohorten

Als Fangkohorte wird die Gesamtheit aller in einer Fangperiode neu erfaßten Individuen bezeichnet. In Abb. 3.13 a-i sind die MNA-Zahlen dieser Kohorten über den Untersuchungszeitraum dargestellt.

Auf der Fläche F1 überlebte nur eine Fangkohorte von *M. arvalis* länger als vier Monate. Die Fangkohorten von *A. agrarius* waren fast nur im jeweiligen Fangmonat anzutreffen. Auf der Fläche F2 wurden größere Fangkohorten des Winters bei *M. arvalis* noch über fünf Monate gefangen.

Auf der Fläche F3 wiesen sowohl *A. agrarius* als auch *M. agrestis* Fangkohorten im ersten Fangwinter auf, die bis Juni 1996 überlebten; eine Kohorte bestand mit einem letzten Individuum von *A. agrarius* sogar bis zum Herbst. Alle später registrierten Fangkohorten dieser Fläche traten überwiegend im nächsten Fangmonat nicht mehr in Erscheinung.

Die größten überlebenden Fangkohorten waren auf der Fläche F5 bei *C. glareolus* und bei *M. agrestis* anzutreffen. Einen deutlich negativen Einfluß auf das Überleben hatte zwar hier schon vor der Frühjahrsüberflutung der Winter 1996/1997, doch waren Fangkohorten von *C. glareolus* mit wenigen Tieren bis zum nächsten Herbst vertreten. Für *M. agrestis* waren nach dem Hochwasser 1997 ebensowenig wie für die *Apodemus*-Arten längerlebige Fangkohorten nachzuweisen.

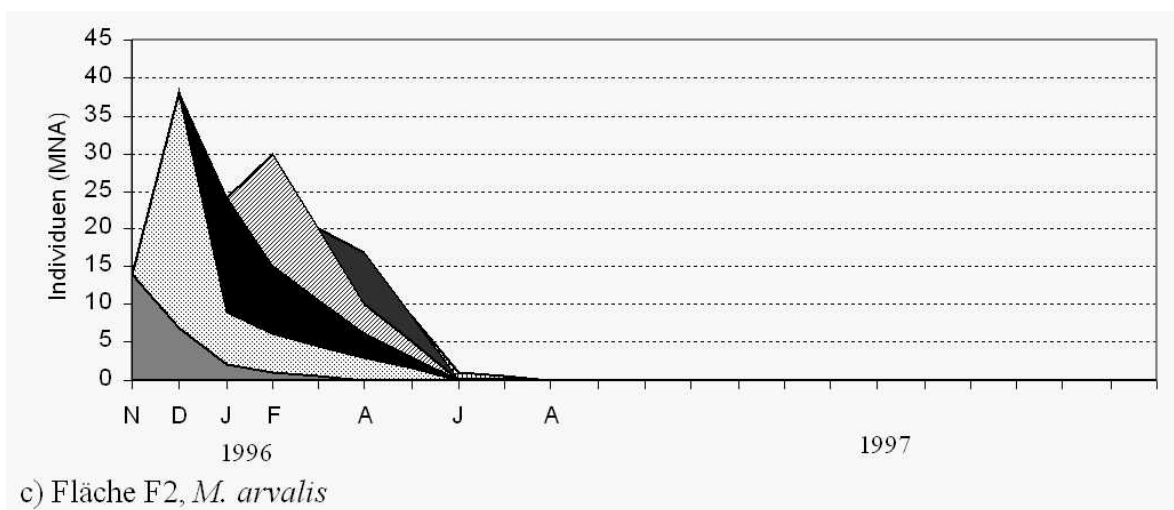
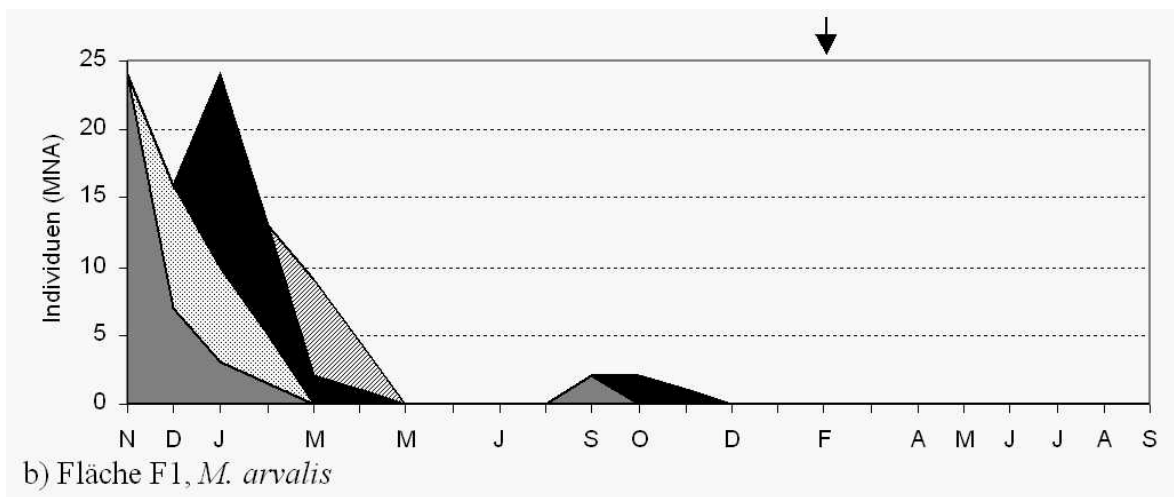
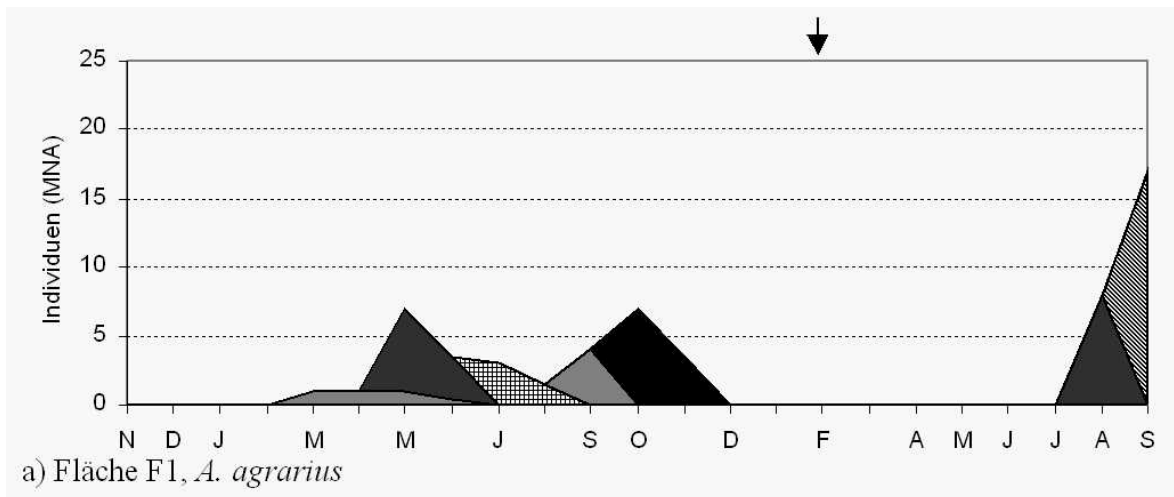


Abb. 3.13 a-c: Überleben der Fangkohorten der dominanten Arten. (y-Achsen-Skalierung variiert).

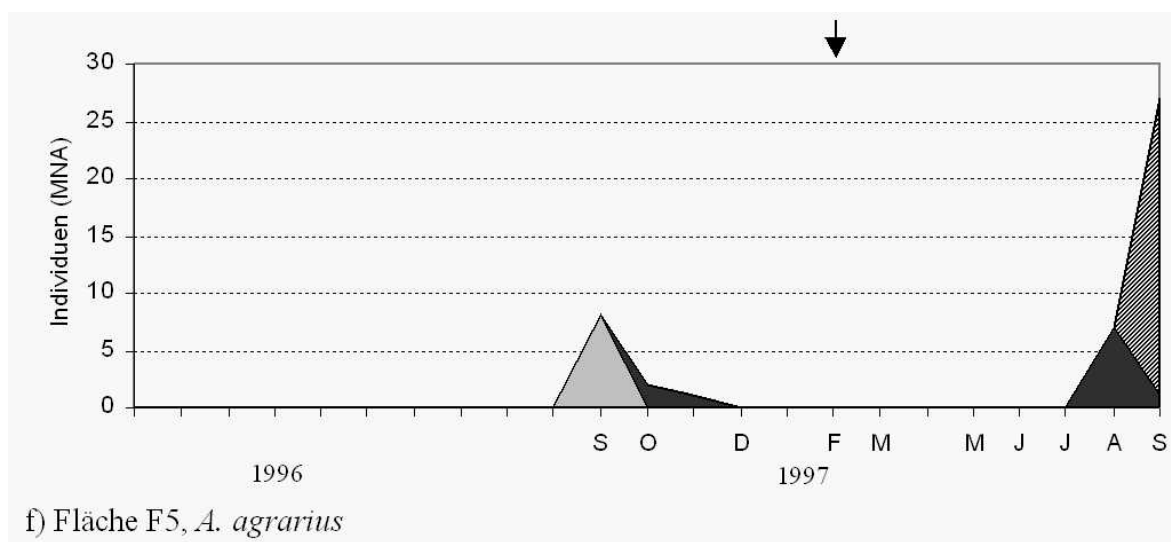
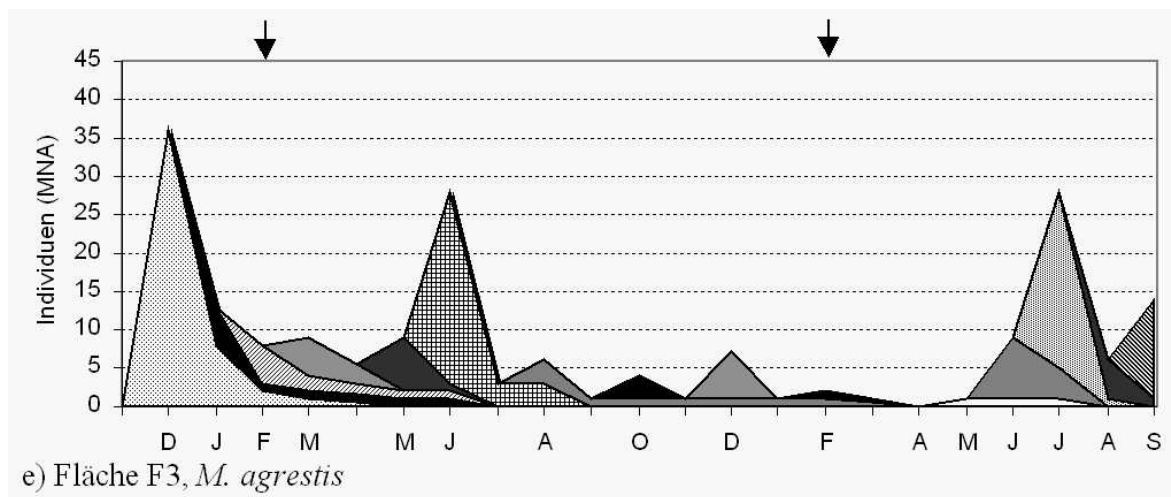
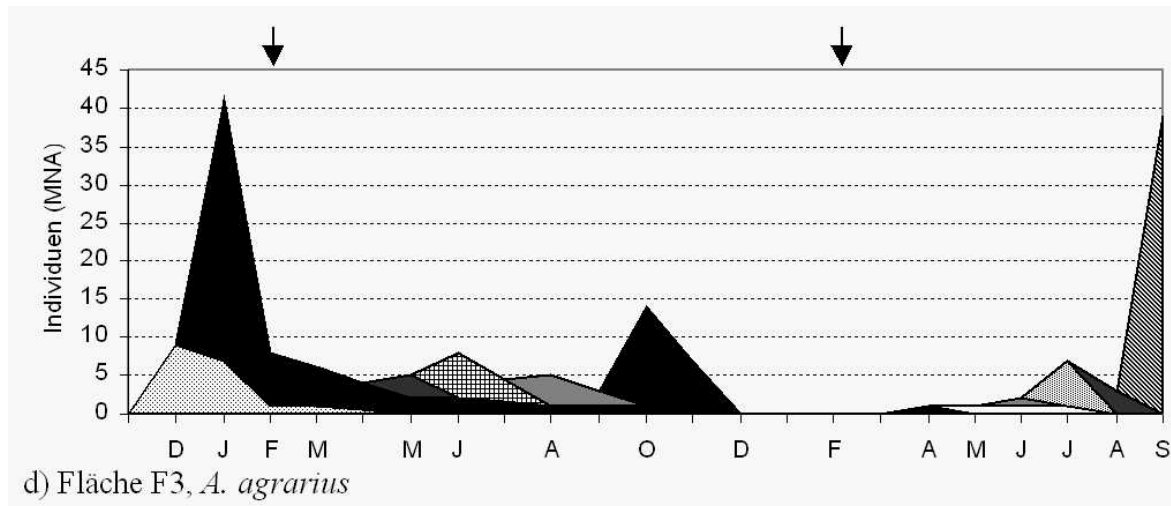


Abb. 3.13 d-f: Überleben der Fangkohorten der dominanten Arten. (y-Achsen-Skalierung variiert).

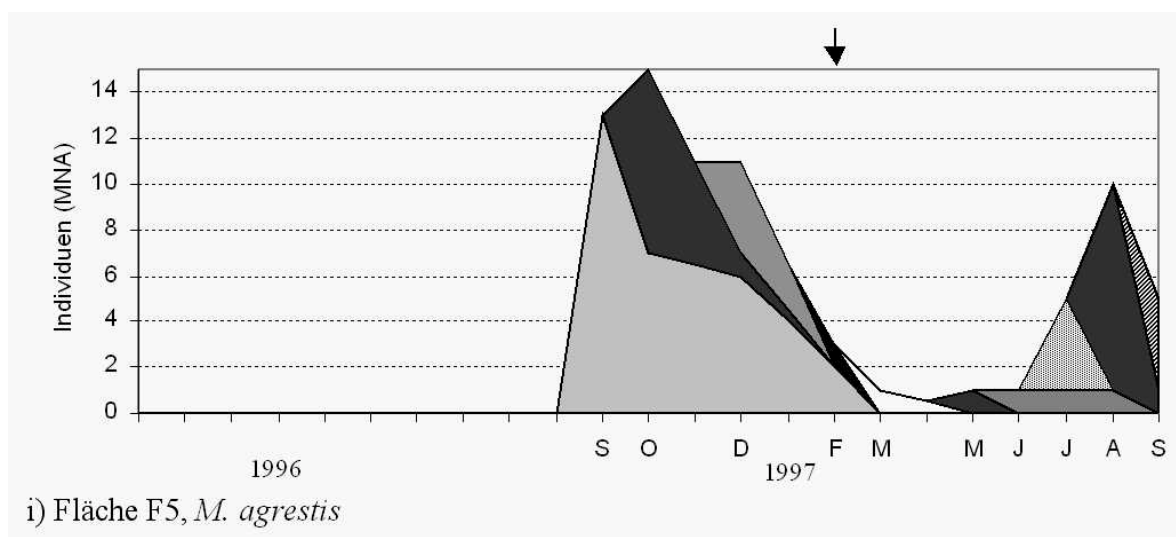
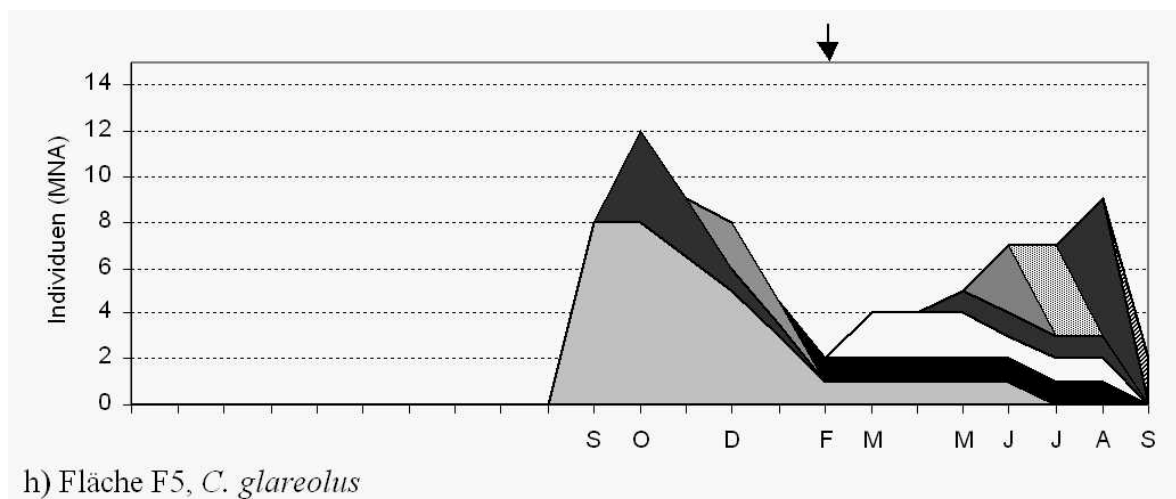
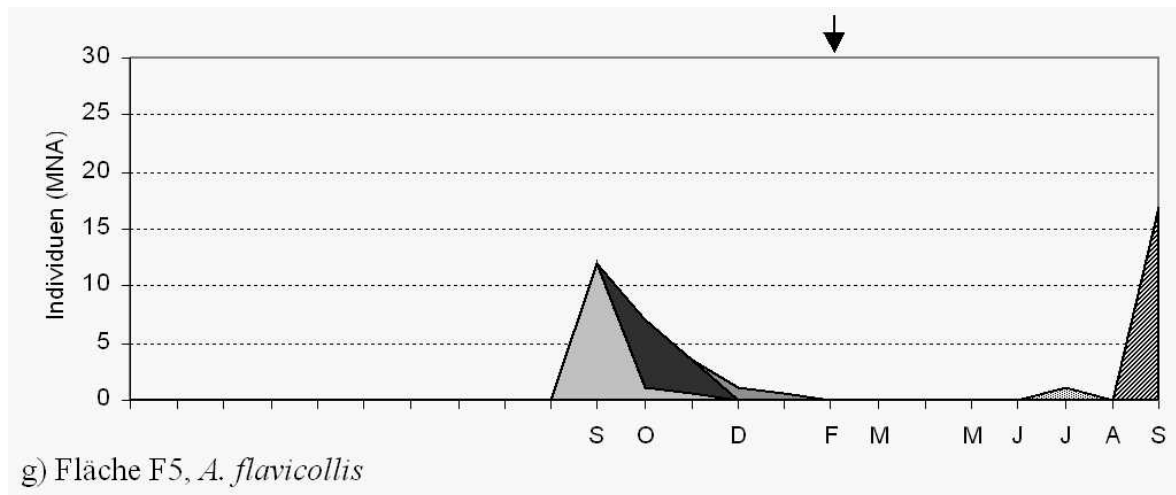


Abb. 3.13 g-i: Überleben der Fangkohorten der dominanten Arten. (y-Achsen-Skalierung variiert).

3.4 Raumnutzung

3.4.1 Dispersion und Rand-Effekt

Die Verteilungsmuster der Kleinsäuger auf den Untersuchungsflächen geben einen Einblick in die Lebensraumnutzung. Abb. 3.14 a-i zeigt die Dispersion der dominanten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum.

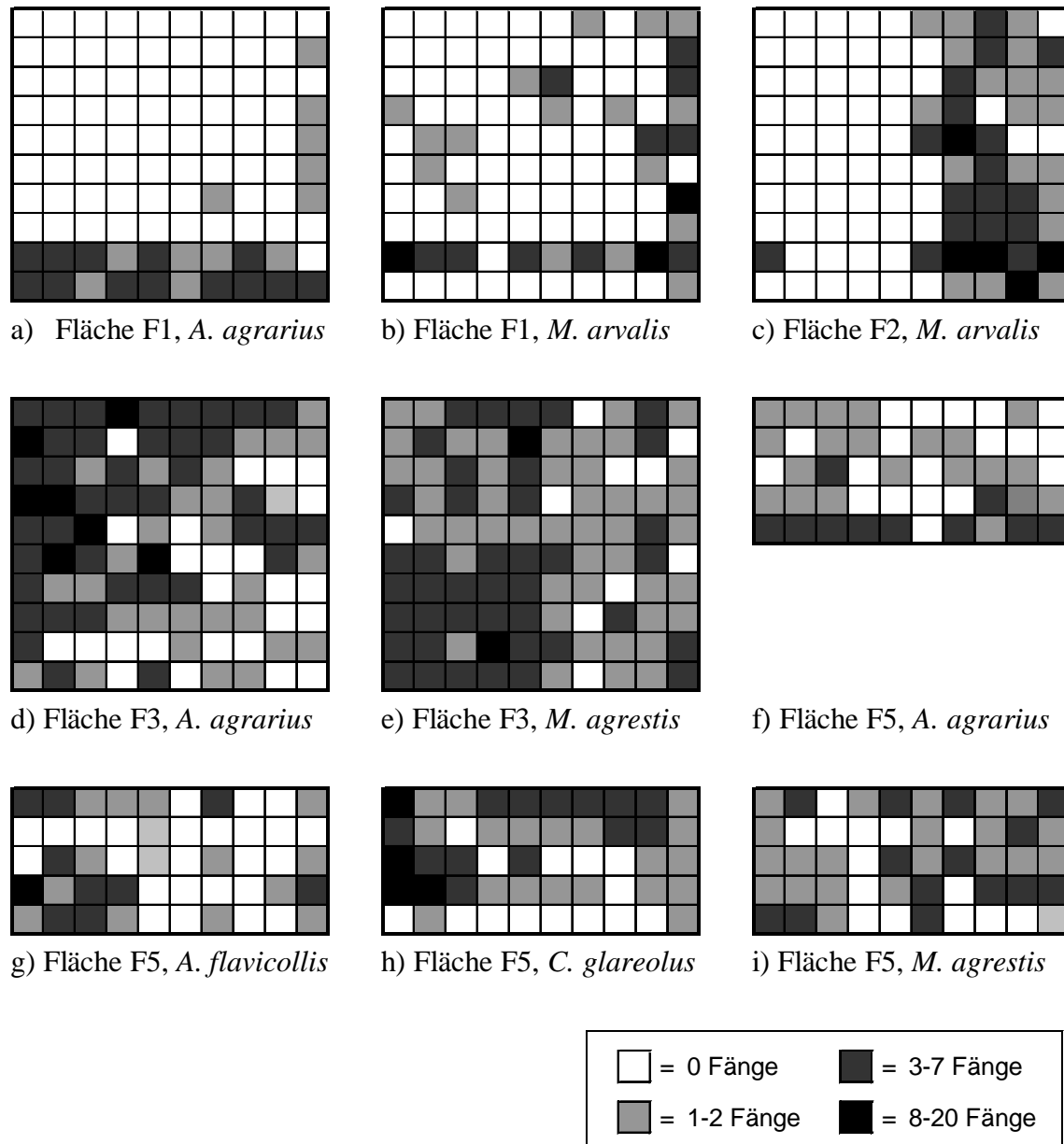


Abb. 3.14 a-i: Dispersion der dominanten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum (Fänge)

Eine deutlich bevorzugte Nutzung der Randstrukturen wurde auf der Fläche F1 festgestellt; auf der Weide wurden nur wenige Tiere gefangen. *M. arvalis* konnte dort in vereinzelt Fängen erfaßt werden, am Flußufer ging sie fast gar nicht in die Falle. *A. agrarius* war hingegen überwiegend am Flußufer nachzuweisen; nur hier konnte sie mit bis zu 7 Fängen an jedem Fangpunkt registriert werden. Auf der Fläche F2 wurde *M. arvalis* mit einer Ausnahme nur im Bereich der nicht gemähten Wiese gefangen. Die einzelnen Fangpunkte waren hier sehr unterschiedlich mit 0 bis zu 20 Tieren besetzt. Eine gleichmäßigere Verteilung zeigten *A. agrarius* und *M. agrestis* auf der Fläche F3, obgleich die Mehrzahl der Fänge auf der Sukzessionsvariante mit Fangpunkten von bis zu 20 Tieren registriert wurden. Auf der Fläche F5 wurde nur für *M. agrestis* eine annähernd gleichmäßige Verteilung registriert, *A. flavicollis* und *C. glareolus* bevorzugten den weniger vergrasteten, aber dafür mit dichterem Unterwuchs ausgestatteten Teil der Fläche, während *A. agrarius* überwiegend am Rand zur Wiese hin anzutreffen war.

Ein differenzierteres Bild ergibt sich durch die statistische Bewertung der Verteilungsmuster mit Hilfe des Morisita-Indexes für die einzelnen Fangperioden (Abb. 3.15 und Tab. 7.5 im Anhang). *A. agrarius* trat auf den Flächen F1 und F5 vorwiegend geklumpt auf, was mit der Bevorzugung der Randbereiche übereinstimmt. Auf der Fläche F3 fiel eine geklumpfte Verteilung von *A. agrarius* mit den Zeitpunkten nach der Frühjahrsüberflutung 1996 und nach dem Abmähen zusammen, in beiden Fällen wurde

	1996												1997											
	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	
F1																								
<i>A. agrarius</i>							O		o		x	O										O	O	
<i>M. arvalis</i>	O	O	O		O																			
F2																								
<i>M. arvalis</i>	O	O	O	O		O																		
F3																								
<i>A. agrarius</i>		O	o	x	o		O	O		o		O		x						x	x	x	O	
<i>M. agrestis</i>		o	x	x	O		x	x		x		x		x						x	o	x	x	
F5																								
<i>A. agrarius</i>											o	O										O	O	
<i>A. flavicollis</i>											O	O											O	
<i>C. glareolus</i>											O	O		O		O	O		O	O	O	O		
<i>M. agrestis</i>											x	O		x		x	x		x	x	o	x	o	

O

geklumpfte Verteilung auf dem 1 %-Niveau

o

geklumpfte Verteilung auf dem 5 %-Niveau

x

nicht geklumpfte Verteilung

Abb. 3.15: Verteilung der dominanten Arten nach dem Morisita-Index innerhalb der einzelnen Fangperioden

ausschließlich die Sukzessionsvariante genutzt. Für *M. arvalis* wurde auf beiden Flächen ebenso wie für *A. flavicollis* und *C. glareolus* auf der Fläche F5 in allen Fangperioden eine geklumpfte Verteilung auf dem 1 %-Niveau gefunden. *M. agrestis* wies auf beiden Flächen überwiegend eine nicht geklumpfte Verteilung auf. Auf der Fläche F3 kam es jedoch nach der Frühjahrüberflutung 1996 zu einer Klumpung auf dem 1 %-Niveau.

Die Überprüfung auf einen Rand-Effekt erfolgte für die homogenen Flächen F2 und F3 für die dominanten Arten. Es wurde weder für *A. agrarius* ($\chi^2=5,990$, $df=4$, $p=0,200$) noch für *M. agrestis* ($\chi^2=1,406$, $df=4$, $p=0,843$) noch für *M. arvalis* ($\chi^2=1,526$, $df=4$, $p=0,822$) ein Rand-Effekt gefunden (Tab. 7.6 a-c im Anhang).

3.4.2 Distanzen und Aktivitätszentrenverlagerung

Ein weiterer interessanter Aspekt bei der Untersuchung der Lebensraumnutzung wäre die Berechnung der Aktionsräume, für die ein Individuum mindestens fünfmal in einer Fangperiode erfaßt sein sollte. Aufgrund des geringen Stichprobenumfanges dieser Untersuchung einerseits und der meist in einem größeren Abstand gestellten Doppelfallenreihen andererseits wurden daher nur die Distanzen und die Aktivitätszentren berechnet.

Für die Berechnung der maximalen Distanz zwischen zwei Fangpunkten innerhalb einer Fangperiode gingen nur die Daten der Individuen ein, die mindestens dreimal in dieser Fangperiode erfaßt worden waren (Tab. 7.8 im Anhang). Für *A. agrarius* wurden auf den Flächen F1 und F3 mediane Distanzen von bis zu 50 m und im Gebiet F5 bis zu 60 m gefunden. Die Werte für *A. flavicollis* blieben mit maximal 46 m leicht darunter. Geringere Distanzen wiesen die Wühler auf. *M. arvalis* erreichte maximal den Medianwert von 36 m, der ebenso für *M. agrestis* auf der Fläche F5 registriert wurde. Für *M. agrestis* wurden jedoch auf der Fläche F3 Mediane bis zu 78,1 m nachgewiesen. Die Werte für *C. glareolus* lagen zwischen 14,1 und 52,2 m. Insgesamt bestand die Tendenz zu höheren Distanzen jeweils im Spätsommer und Herbst zur Zeit höchster Dichten. Ein Einfluß der Überschwemmungen wurde nicht deutlich.

Für die Bestimmung der Verlagerung der Aktivitätszentren von einer Fangperiode zur anderen mußte ein Individuum mindestens dreimal je Fangperiode erfaßt werden (Tab. 7.7 im Anhang). Das Aktivitätszentrum ergibt sich aus der Mittelpunktberechnung der Fangpunkte. Eine maximale Distanz zwischen den Aktivitätszentren wurde für *A. agrarius* auf der Fläche F3 zwischen Januar und März 1996 mit 26,4 m gefunden. Für *M. agrestis* konnte nur der Wert eines Individuums mit 17 m auf der Fläche F5 bestimmt werden. Bei *C. glareolus* verlagerten einzelne Individuen ihre Aktivitätszentren bis zu 50,2 m.

Insgesamt war hier eine häufige Verlagerung mit höheren Werten auch vor und nach der Überflutung 1997 zu finden.

3.4.3 Einfluß von Mahd

Die Folgen von Mahd auf Kleinsäugerpopulationen sind vielfältig. Im folgenden wird der Einfluß von Mahd im Hinblick auf Artengemeinschaften, Populationsdynamik und Dispersion auf den Untersuchungsflächen F2 und F3 betrachtet.

Nach dem späten Mähen der halben Fläche der Fläche F2 im Jahr 1995 blieb die Vegetation auch im Winter nur ca. 10 cm hoch, und die Fänge beschränkten sich mit Ausnahme eines einzigen Fangpunktes auf die nicht gemähte Teilfläche (vergl. Kap. 3.4.1). Nach der zweimaligen Mahd im Jahr 1996, die die ganze Fläche betraf, wurde auch nach mehreren Fangperioden kein Tier mehr erfaßt und die Fläche aufgegeben. Ähnliche Auswirkungen zeigten sich auf der Fläche F1 durch das Abweiden, auch hier fingen sich Kleinsäuger nur vereinzelt.

Auf der Fläche F3 boten die Teilflächen der Sukzessions- und der Einschnittvariante direkte Vergleichsmöglichkeiten. Ein Vergleich der Artengemeinschaften ergab zwar eine ähnliche Diversität und Evenness mit $H_s=1,29$ und $E_s=0,72$ auf der Sukzessionsvariante und $H_s=1,37$ und $E_s=0,77$ auf der Einschnittvariante (Tab. 3.5), jedoch waren die Dominanzen beider Teilflächen signifikant verschieden ($\chi^2=36,871$, $df=5$, $p<0,001$). Während *S. araneus* vor *M. agrestis* auf beiden Teilflächen die höchsten Anteile besaß, war *A. agrarius* auf der Sukzessionsvariante mit 20,29 % mit einem viel höheren

Tab. 3.5: Dominanzwerte, Diversität und Evenness aller gefangenen Arten auf den Teilflächen „Sukzessionsvariante“ und „Einschnittvariante“ der Fläche F3 über den gesamten Untersuchungszeitraum

Arten	Dominanz [%]	
	Sukzessions- variante	Einschnitt- variante
<i>A. agrarius</i>	20,3	10
<i>A. flavicollis</i>	1,8	12,5
<i>M. minutus</i>	0,7	1,3
<i>M. agrestis</i>	23,2	36,3
<i>M. nivalis</i>	0,7	0
<i>S. araneus</i>	49,2	37,5
<i>S. minutus</i>	4,0	2,5
Diversität (H_s)	1,3	1,4
Evenness (E_s)	0,7	0,8

Anteil vertreten als auf der Einschnittvariante mit 10 %. Im Gegensatz hierzu war der Dominanzwert von *A. flavicollis* mit 12,5 % auf der Einschnittvariante höher als auf der Sukzessionsvariante.

Die Darstellung der Gesamtindividuenzahlen beider Teilflächen je Fangperiode zeigt, daß auf der Einschnittvariante nur in den Sommermonaten zur Zeit höherer Vegetation größere Individuenzahlen zu verzeichnen waren. Nach der jeweiligen Mahd wurden zunächst keine Kleinsäuger gefangen (Abb. 3.16). Auf die Dispersion wirkte sich die Mahd indirekt durch die stärkere Nutzung der Sukzessionsvariante aus, der Morisita-Index änderte sich jedoch nach der Mahd bei *M. agrestis* nicht, nur bei *A. agrarius* trat eine Klumpung auf (vergl. Kap. 3.4.1). Insgesamt beeinflusste die Mahd die Kleinsäugerpopulationen erheblich.

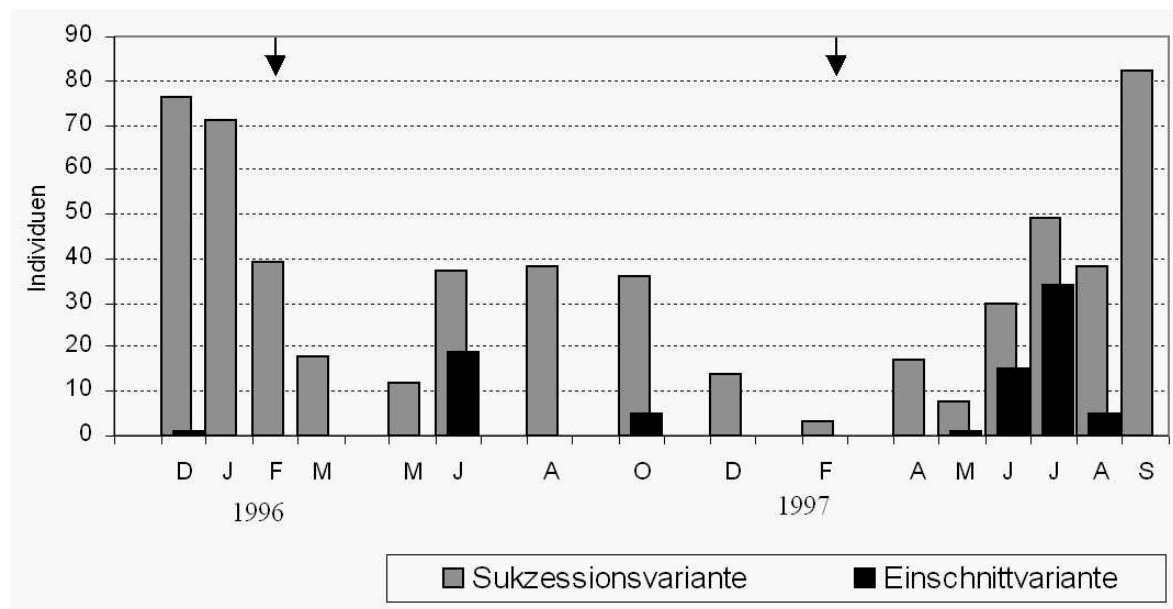


Abb. 3.16: Gesamtindividuenzahlen innerhalb der einzelnen Fangperioden aller Arten auf den beiden Teilflächen „Sukzessions- und Einschnittvariante“ der Untersuchungsfläche F3

3.5 Hochwasserbedingtes Verhalten, Migration und Wiederbesiedlung

3.5.1 Nutzung höher gelegener Flächen und Wege

Die Biotoptypen der höher gelegenen Flächen und Wege unterschieden sich in allen Gebieten sehr von denen der Untersuchungsflächen. Infolgedessen waren ebenso unterschiedliche Artengemeinschaften zu erwarten, was sich zunächst vor den Überschwemmungen auf der gemeinsamen Ausweichfläche der Gebiete F2 und F5 belegen ließ (Tab. 3.6). Als dominante Art wurde hier *A. flavicollis* mit Fangzahlen von bis zu 14 Individuen im November 1995, gefolgt von *C. glareolus* mit bis zu 13 Individuen im August 1996, nachgewiesen.

Tab. 3.6: Fang- und Individuenzahlen der auf der Ausweichfläche der Flächen F2 und F5 gefangenen Arten

Arten	November 1995		August 1996	
	Fänge	Individuen	Fänge	Individuen
<i>A. agrarius</i>	1	1	0	0
<i>A. flavicollis</i>	25	14	27	12
<i>C. glareolus</i>	2	2	22	13
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0
<i>M. agrestis</i>	0	0	0	0
<i>M. arvalis</i>	9	5	0	0
<i>M. musculus</i>	2	2	0	0
<i>N. fodiens</i>	0	0	0	0
<i>S. araneus</i>	0	0	0	0
<i>S. minutus</i>	0	0	0	0
Summe	39	24	49	25

Ebenso fanden sich während der Frühjahresüberflutungen 1997 auf den Ausweichflächen der Gebiete F2, F3 und F5 veränderte Arten- und Individuenzusammensetzungen im Vergleich zu den Untersuchungsflächen. Auf diesen Ausweichflächen wurden insgesamt nur wenige Individuen erfaßt. Zu dieser Zeit waren die Untersuchungsflächen hoch überflutet und es war davon auszugehen, daß sich kein Tier mehr auf den Flächen befand. Auf den untersuchten Ausweichflächen überwog zahlenmäßig *A. flavicollis*; auf der Ausweichfläche der Gebiete F2 und F5 wurden zusätzlich *C. glareolus* und *M. agrestis* erfaßt, auf der Ausweichfläche des Gebietes F3 *M. agrestis* und *S. araneus* (Tab. 3.7; Fläche F4 ist vergleichend dargestellt, wird jedoch erst in Kap. 3.5.2 betrachtet).

Tab. 3.7: Fänge auf den Ausweichflächen und Wiederfänge auf den Untersuchungsflächen. [Fänge A: Fänge auf Ausweichflächen (während der Überschwemmung); Ind. A: Individuen auf Ausweichflächen (während der Überschwemmung); Wied. A: Wiederfänge vorher auf der Fläche markierter Tiere auf Ausweichflächen (während der Überschwemmung); Wied. G: Wiederfänge vorher auf der Fläche markierter Tiere auf der Fläche (nach der Überschwemmung)].

Arten	F3 (1997)				F4 (1996)				F2 und F5 (1997)			
	Fänge A	Ind. A	Wied. A	Wied. G	Fänge A	Ind. A	Wied. A	Wied. G	Fänge A	Ind. A	Wied. A	Wied. G
<i>A. agrarius</i>	0	0	0	0	10	7	1	1	0	0	0	0
<i>A. flavicollis</i>	6	2	0	0	2	2	0	0	2	1	0	0
<i>C. glareolus</i>	0	0	0	0	3	2	1	1	2	1	1	2
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. agrestis</i>	1	1	0	0	22	12	2	2	1	1	0	0
<i>M. arvalis</i>	0	0	0	0	10	7	0	0	0	0	0	0
<i>M. musculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. fodiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. araneus</i>	1	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>S. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Summe	8	4	0	0	49	32	4	4	5	3	1	2

Mit Ausnahme des später betrachteten Gebietes F4 konnte nur auf der Ausweichfläche des Gebietes F5 ein vorher auf der Untersuchungsfläche markiertes *C. glareolus*-Weibchen wiedergefangen werden, sonst wurde in keinem Gebiet ein markiertes Tier auf den höhergelegenen Flächen nachgewiesen. Auch im Gebiet F3 während der Frühjahrsüberflutung 1996 wurde kein bekanntes Tier auf der Ausweichfläche festgestellt.

Nach Rückgang des Hochwassers konnte mit Ausnahme des vorher genannten und eines weiteren Weibchens dieser Art im Gebiet F5 kein bekanntes Tier auf den Flächen wiedererfaßt werden.

Zusammenfassend war eine Nutzung höher gelegener Flächen und Wege während des Hochwassers mit Ausnahme des Gebietes F4 als Sonderfall nicht nachweisbar. Markierte Tiere der Untersuchungsflächen wurden weder auf den Ausweichflächen noch später wieder auf der Fläche nachgewiesen.

3.5.2 Fläche F4 als Sonderfall

Fläche F4 stellt insofern einen Sonderfall unter den Untersuchungsflächen dar, da Ausweich- und Untersuchungsfläche räumlich sehr dicht beieinanderlagen und die Populationen in kurzer Zeit vor, während und nach der Überflutung auf diesem begrenzten Raum untersucht werden konnten. Insgesamt wurden 72 Rodentier und 94 Insektivoren in diesem Gebiet erfaßt (Tab. 3.8). Vor der Überflutung wurden auf der Fläche und der Ausweichfläche 113 Individuen erfaßt, auf der Ausweichfläche während des Hochwassers 32 und nach Rückgang des Hochwassers 40 Individuen auf der Fläche und Ausweichfläche.

Tab. 3.8: Erfaßte Individuen im Gebiet F4 vor, während und nach der Überflutung

Arten	Individuen		
	vor der Überflutung	während der Überflutung	nach der Überflutung
<i>A. agrarius</i>	3	7	4
<i>A. flavicollis</i>	2	2	1
<i>C. glareolus</i>	5	2	1
<i>M. agrestis</i>	19	12	23
<i>M. arvalis</i>	1	7	2
<i>N. fodiens</i>	2	0	1
<i>S. araneus</i>	77	2	7
<i>S. minutus</i>	4	0	1
Summe	113	32	40

In dem Zeitraum vor, während und nach der Überflutung konnte eine wasserstandsbedingte Migration jeweils innerhalb und zwischen der Untersuchungs- und Ausweichfläche nachgewiesen werden (Abb. 3.17). Von insgesamt 22 markierten Tieren der Untersuchungsfläche migrierten ein Männchen von *A. agrarius* und zwei Männchen und ein Weibchen von *M. agrestis* zu der höher gelegenen Fläche. Das Männchen der ersteren und das Weibchen der letzteren Art kehrten nach Rückgang des Hochwassers auf die Fläche zurück. Zwei weitere Männchen von *M. agrestis* konnten jeweils vor und nach der Überflutung auf der Fläche gefangen werden. Von den 30 Kleinsäugern, die während des Hochwassers auf der Ausweichfläche registriert worden waren, wanderten 9 Individuen der Arten *A. agrarius*, *M. agrestis* und *M. arvalis* in das trockengefallene Gebiet ein, darunter ein Weibchen von *A. agrarius*, das schon vor der Überschwemmung auf der Ausweichfläche markiert worden war. Insgesamt übertraf die Anzahl markierter Tiere auf der Untersuchungsfläche nach der Überflutung mit 33 Individuen die Zahl vor der Überflutung mit 22 Individuen. Im Gegensatz zu den Rodentien war bei den Insektivoren nach dem Trockenfallen des Gebietes ein starker Rückgang an Fängen um 88,3 % zu verzeichnen, nur 9 Tiere wurden nach der Überflutung nachgewiesen (Tab. 3.8).

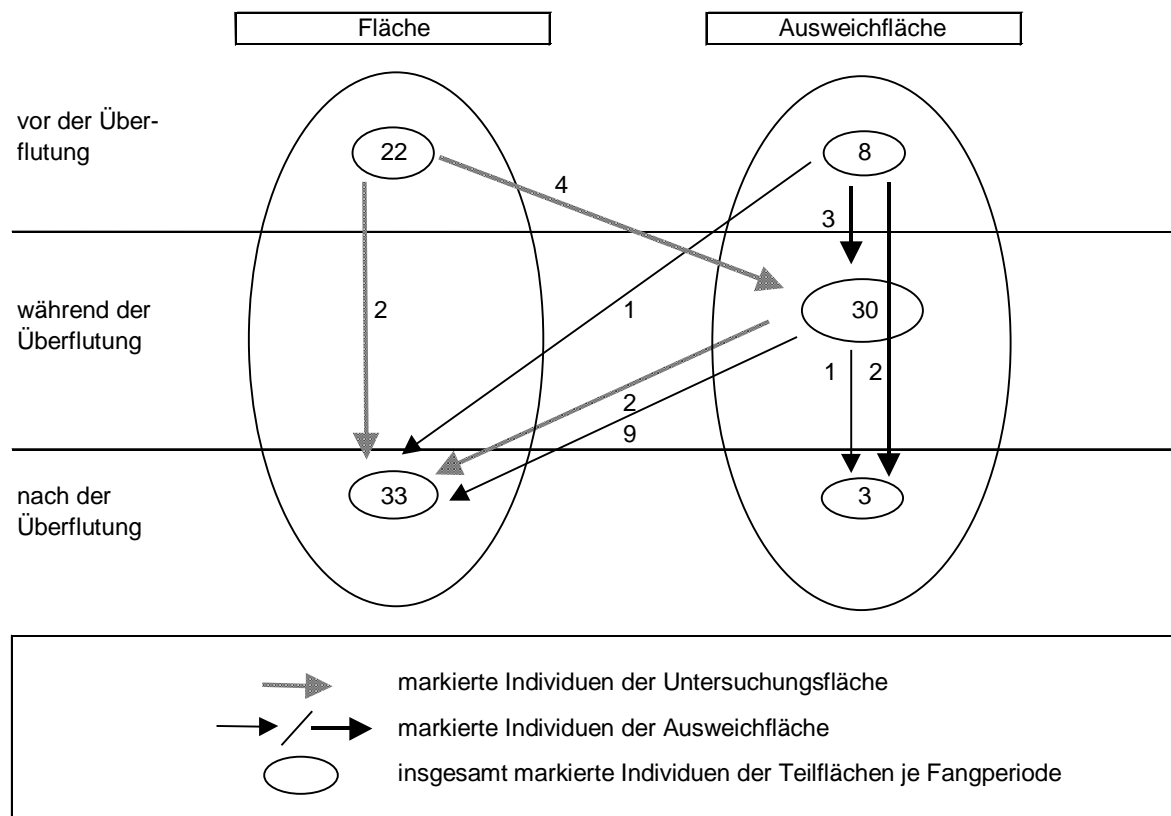


Abb. 3.17: Erfasste Individuen des Gebietes F4 vor, während und nach der Überflutung auf der Untersuchungs- und Ausweichfläche

Insgesamt wurde die Fläche sofort nach Rückgang des Hochwassers sowohl von den Langschwanzmäusen als auch von den Wühlern wiederbesiedelt, während die Spitzmäuse in diesem Untersuchungszeitraum von vier Wochen nach Trockenfallen des Gebietes nur mit geringen Zahlen vertreten waren. Zusammenfassend wichen Bewohner der Überflutungsflächen auf das höher gelegene Gebiet aus, von dem aus andererseits auch neue Tiere immigrierten.

3.5.3 Auswirkungen geringerer Überflutungen

Während die Frühjahrsüberflutung 1997 zum vollkommenen Zusammenbruch der Kleinsäugerbestände der Untersuchungsgebiete führte, konnten während des Hochwassers im Februar und März 1996 auf der Fläche F3 überlebende Kleinsäuger nachgewiesen werden (Abb. 3.18 a und b). Auf der Sukzessionsvariante ragten zu dieser Zeit im Gegensatz zur völlig unter Wasser stehenden Einschnittvariante umgeknickte Riedbestände aus dem Wasser hervor.

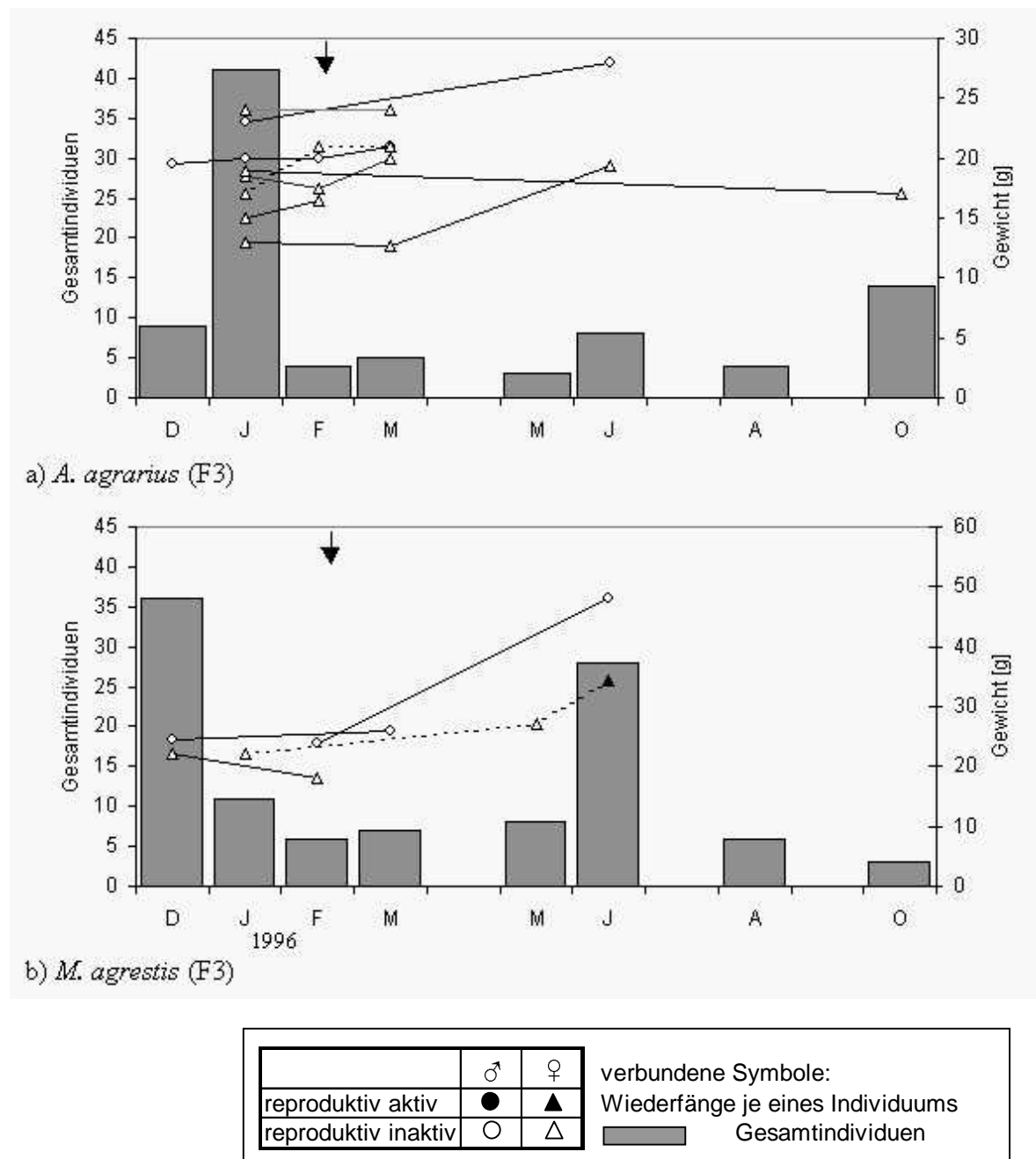


Abb. 3.18 a und b: Überlebende Individuen der Frühjahresüberflutung 1996 auf der Fläche F3, *A. agrarius* und *M. agrestis*. (Skalierung der sekundären y-Achsen variiert).

An einigen Tagen war die Wasseroberfläche gefroren, und so hatten die Tiere die Möglichkeit, an einen anderen Ort zu gelangen; an anderen Tagen waren die Riedbüschel durch das Wasser wieder voneinander getrennt. In diesen Riedbüscheln wurden im Februar 39, im März noch 18 Individuen der Arten *A. agrarius*, *M. agrestis*, *S. araneus* und *S. minutus* gefangen. Insgesamt wurde für 12 Rodentier das Überleben des Hochwassers nachgewiesen.

Von *A. agrarius* wurden ausschließlich markierte Individuen gefangen. Im Februar wurden ein Männchen und drei Weibchen erfaßt, im März ein Männchen, zwei der vorher gefangenen Weibchen und zwei Weibchen, die im Januar markiert worden waren (Abb. 3.18 a). Je ein Männchen und ein Weibchen wurden in Juni mit höherem Gewicht und reproduktiv aktiv wiedererfaßt. Ein im Januar registriertes Weibchen überlebte bis Oktober desselben Jahres.

Von *M. agrestis* wurden im Februar sechs Individuen erfaßt, davon je ein bekanntes Männchen und ein Weibchen (Abb. 3.18 b). Im März ging von sieben schon bekannten Individuen ein markiertes Männchen in die Falle. Zwei der im März nachgewiesenen Tiere konnten noch im Juni mit erhöhtem Gewicht und sexueller Aktivität des Weibchens gefangen werden.

3.5.4 Wiederbesiedlung der Überflutungsflächen

Die nach SCHRÖPFER (1989) in drei Kategorien eingeteilten Lebensformtypen Langschwanz-, Spitzmaus- und Wühlmaustyp, hier durch Murinen, Arvicolen und Soricinen vertreten, wurden je nach Untersuchungszeit in unterschiedlicher Zusammensetzung angetroffen (Abb. 3.19 a-e).

Jeweils im Herbst, drei bis sechs Monate vor den Überschwemmungen, war auf allen Flächen ein höherer Murinen-Anteil bis zu 50 % zu finden, wogegen dieser kurz vor dem Hochwasser jeweils minimal wurde. Auf den Flächen F1, F3 und F5 wurde vor der Überflutung 1997 kein Vertreter der Murinen erfaßt. Nach Rückgang des Wassers gingen zunächst vorwiegend Soriciden in die Falle, mit Ausnahme der Fläche F1 wurde ebenso ein höherer Anteil an Vertretern der Arvicolen mit bis zu 47 % auf der Fläche F5 gefunden. Bis zu sechs Monate nach den Überschwemmungen nahm der Murinen-Anteil bei Abnahme des Soricinen-Anteils wieder zu. Auf der Fläche F3 fanden sich durch das Überleben einiger Rodentier während des Hochwassers 1996 ausgeglichene Verhältnisse.

Insgesamt erfolgte die Wiederbesiedlung der Flächen nach dem Trockenfallen zuerst durch Soricinen, später durch Arvicolen und Murinen.

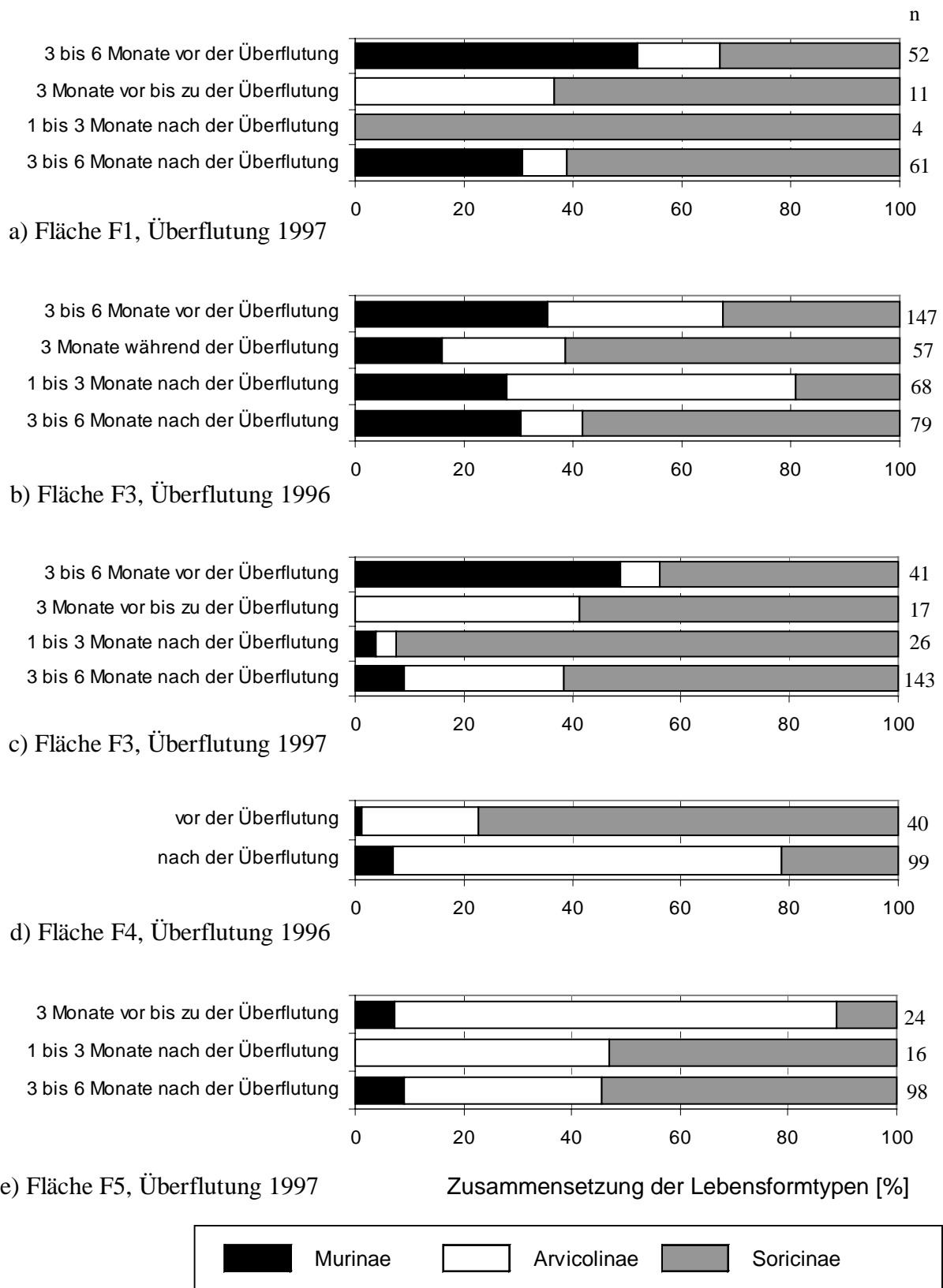


Abb. 3.19 a-e: Prozentuale Zusammensetzung der Kleinsäugerzönosen nach Lebensformtypen vor und nach der Überflutung 1996 und 1997. n=Individuenzahlen.

3.6 Fangverhalten und Methodik

3.6.1 Untersuchung der Fallentypen

3.6.1.1 Fallenfrequentierung und Fangeffizienz

Bei der Untersuchung der fünf Fallentypen wurde zunächst die Fangeffizienz berechnet und die Fallenfrequentierung sowohl auf den einzelnen Flächen als auch zwischen den Arten verglichen. Hier gingen die Daten aller Versuche mit ein, bei denen alle fünf Fallentypen verwendet wurden.

Die Fangeffizienz (Fänge x 100/FE), dargestellt in Tab. 3.9, variierte zwischen den einzelnen Fallentypen deutlich. Die beiden Mehrfachfallen Ugglan A und Ugglan B wiesen mit 16,59 % und 13,64 % den höchsten Fangerfolg auf. Danach rangieren die Sherman- und die Drahtwippfalle, und für die Longworthfalle war die Fangeffizienz mit 3,95 % am geringsten.

Tab. 3.9: Fangeffizienz der verschiedenen Fallentypen

Falle	Falleneinheiten	Fänge	Fangeffizienz [%]
Sherman	10924	874	8
Ugglan A	2272	377	16,6
Ugglan B	2272	310	13,6
Drahtwipp	2272	138	6,1
Longworth	2228	88	4

Die Frequentierung der verschiedenen Fallentypen durch Vertreter aller Arten, zur Vergleichbarkeit zuvor auf Fänge pro Falleneinheiten umgerechnet, war in den einzelnen Untersuchungsgebieten ähnlich (Abb. 3.20). Sie unterschied sich nur zwischen den Flächen F1 und F5 signifikant ($\chi^2=10,463$, $df=4$, $p=0,033$). Auf der Fläche F1 wurde die Ugglanfalle A mit 51,9 %, auf der Fläche F5 wurde die Ugglanfalle B mit 35,2 % am häufigsten frequentiert. Auch auf den übrigen drei Flächen wurden die beiden Ugglanfallentypen am häufigsten genutzt. Der Anteil der Longworthfallen war insgesamt mit einem Minimalanteil von 3,97 % auf der Fläche F5 am geringsten. Aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen werden die Daten im folgenden zusammengefaßt.

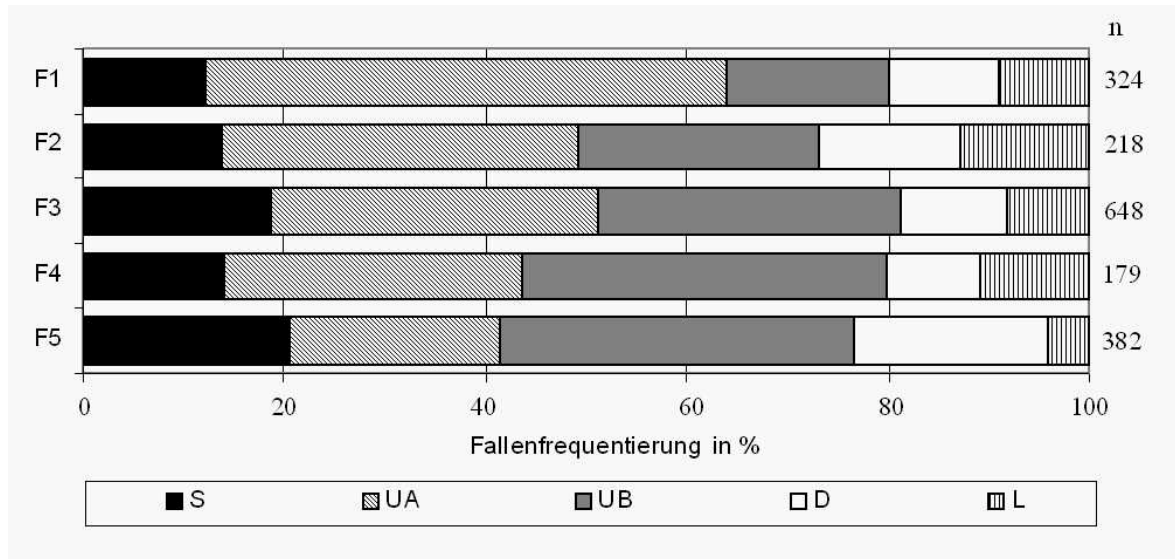


Abb. 3.20: Fallenfrequentierung in den Untersuchungsgebieten, Arten zusammengefaßt. n=Fangzahlen.

Ein differenzierteres Bild der Fallennutzung ergibt sich bei der Betrachtung der einzelnen Arten (Abb. 3.21). Die *Apodemus*-Arten zeigten bei einer eher häufigeren Nutzung der Sherman- und der Ugglanfalle A eine sonst ausgewogene Freqüentierung der Fallen, die sich zwischen *A. agrarius* und *A. flavicollis* nicht signifikant unterschied ($\chi^2=8,236$, $df=4$, $p=0,083$). *M. minutus* frequentierte die Ugglanfalle A deutlich häufiger als die anderen Fallen; ihre Nutzungsanteile waren signifikant von *A. flavicollis* ($\chi^2=18,881$, $df=4$, $p=0,001$), *C. glareolus* ($\chi^2=31,334$, $df=4$, $p<0,001$), *M. arvalis* ($\chi^2=31,334$, $df=4$, $p<0,001$) und *S. minutus* ($\chi^2=19,103$, $df=4$, $p<0,001$) verschieden.

Die Vertreter der Arvicolinae nutzten alle fünf Fallentypen. *C. glareolus* besaß von allen Arten mit 31 % die höchste Nutzungsrate der Drahtwippfalle, die von den Soriciden überhaupt nicht genutzt wurde. Hierdurch waren die Nutzungsunterschiede neben dem oben genannten Fall sowohl im Vergleich mit *S. araneus* ($\chi^2=67,489$, $df=4$, $p<0,001$) als auch mit *S. minutus* ($\chi^2=19,383$, $df=4$, $p=0,001$) signifikant. *M. agrestis* wurde zu ähnlichen Anteilen in allen Fallentypen gefangen, die Longworthfalle suchte sie mit einem Anteil von über 15 % häufiger auf als alle anderen Arten; signifikante Unterschiede wurden im Vergleich mit *A. flavicollis* ($\chi^2=10,928$, $df=4$, $p=0,027$), *M. arvalis* ($\chi^2=15,302$, $df=4$, $p=0,004$), *S. araneus* ($\chi^2=37,418$, $df=4$, $p<0,001$) und *S. minutus* ($\chi^2=31,182$, $df=4$, $p<0,001$) gefunden. *M. arvalis* nutzte mit 44,35 % überwiegend die Ugglanfalle A. Die Fallenfrequentierung wich im weiteren signifikant von *A. agrarius* ($\chi^2=21,318$, $df=4$, $p<0,001$), *S. araneus* ($\chi^2=67,489$, $df=4$, $p<0,001$) und *S. minutus* ($\chi^2=19,383$, $df=4$, $p=0,001$) ab.

Die Soriciden wurden überwiegend in den Mehrfachfallen gefangen. Bei *S. minutus* betrug der Nutzungsanteil der Ugglanfalle B sogar über 88 %. Beide Arten wiesen in der Frequentierung signifikante Unterschiede auf ($\chi^2=14,732$, $df=4$, $p=0,002$). Weitere signifikante Unterschiede der Fallennutzung von *S. araneus* bestanden zu *A. flavicollis* ($\chi^2=51,916$, $df=4$, $p<0,001$); *S. minutus* wies darüber hinaus signifikante Unterschiede zu *A. agrarius* ($\chi^2=34,042$, $df=4$, $p<0,001$) und zu *A. flavicollis* ($\chi^2=18,687$, $df=4$, $p=0,001$) auf.



Abb. 3.21: Fallenfrequenzierung der einzelnen Arten in allen Untersuchungsgebieten und über den gesamten Untersuchungszeitraum zusammengefaßt. n=Fangzahlen.

Die Murinen und Soricinen ($\chi^2=44,125$, $df=4$, $p<0,001$) und Arvicilinen und Soricinen ($\chi^2=47,165$, $df=4$, $p<0,001$) unterschieden sich in ihrem Fangverhalten ebenso hoch signifikant wie die Rodentier und die Insektivoren ($\chi^2=53,178$, $df=4$, $p<0,001$).

3.6.1.2 Fallenpräferenz

In die Auswertung der Fallenpräferenz ging die Belegung der Mehrfachfallen bei Mehrfachfängen jeweils nur mit einem einzigen Fang ein, um die Vergleichbarkeit gewährleisten zu können. Die Daten, bei denen nebeneinanderstehende Fallen belegt waren, wurden herausgenommen; ein solcher Doppelfang wurde insgesamt 60mal beobachtet. In den meisten Fällen wurde bei der Zweifachwahl die Shermanfalle ebenso oft genutzt wie der jeweils andere Fallentyp (Abb. 3.22 a-e).

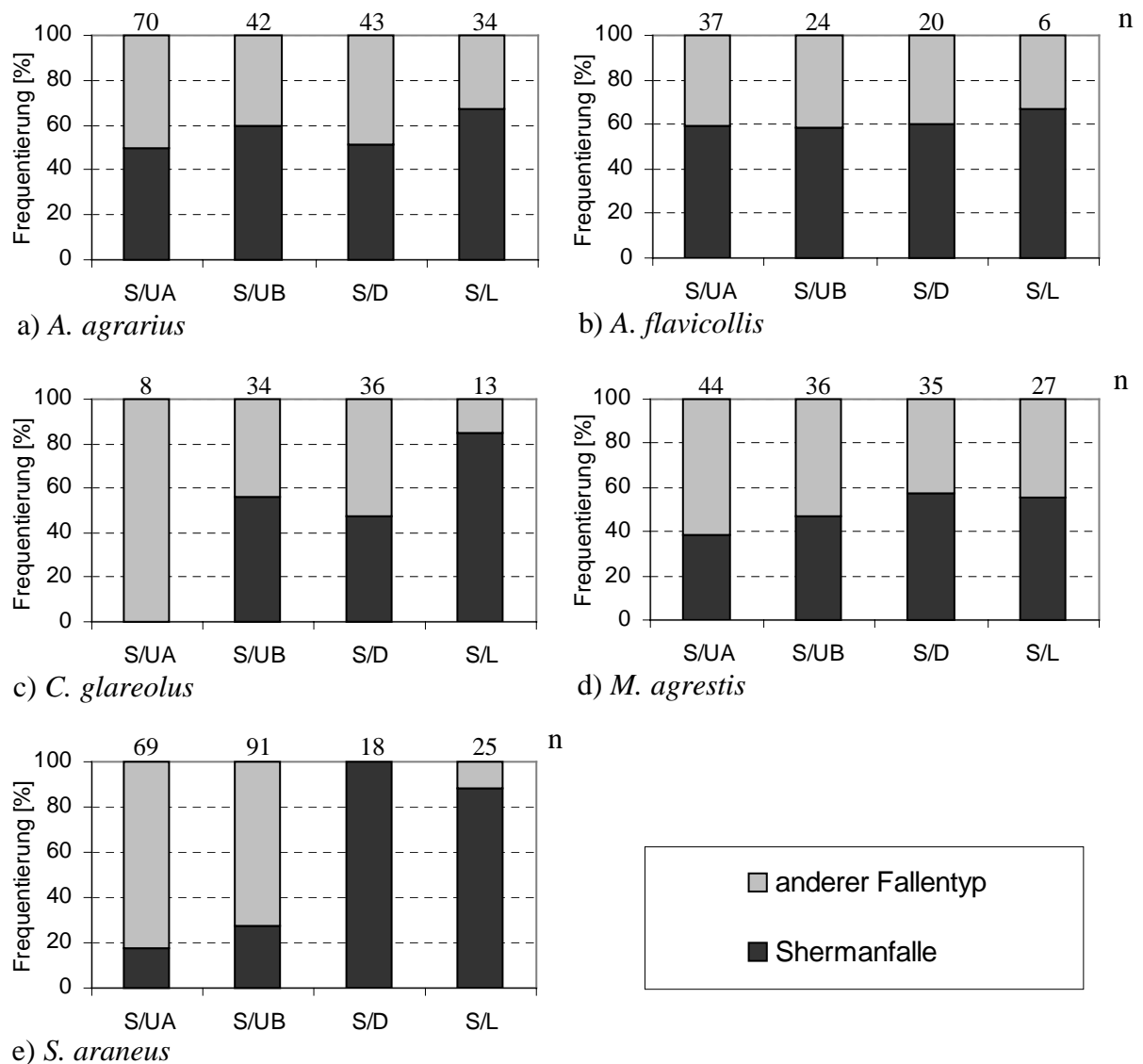


Abb. 3.22 a-e: Fallenfrequenzierung der dominanten Arten in der Zweifachwahl mit der Shermanfalle. n=Fangzahlen.

Bei *A. agrarius* und *M. agrestis* wurden keine signifikanten Unterschiede in der Frequenzierung gefunden. Bei *A. flavicollis* gab es einen Unterschied zwischen der Nutzung der Sherman- und der Longworthfalle; letztere wurde mit dem Anteil von 33,41 % signifikant weniger aufgesucht als die Shermanfalle ($U=17,0$, $Z=-2,151$, $p=0,031$, $n=6$). *C. glareolus* zog ausnahmslos die Ugglanfalle A der Shermanfalle vor ($U=18$, $Z=-2,012$, $p=0,044$, $n=8$). *S. araneus* frequenzierte die Mehrfachfallen signifikant häufiger als die Shermanfalle (UA: $U=10,0$, $Z=-2,466$, $p=0,014$, $n=69$; UB: $U=14,0$, $Z=-2,091$, $p=0,037$, $n=91$), während die Drahtwippfalle überhaupt nicht und die Longworthfalle mit

nur 12,05 % signifikant weniger genutzt wurde als die Shermanfalle ($U=11,0$, $Z=-2,533$, $p=0,011$, $n=25$). *M. arvalis* wurde zur Zeit der Versuche zur Fallenpräferenz nicht erfaßt.

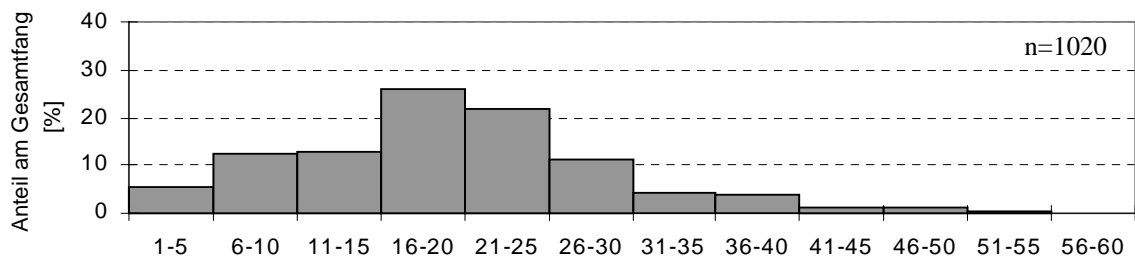
Insgesamt wurde die Ugglanfalle A von den Murinen signifikant weniger frequentiert als von den Arvicolinen ($\chi^2=8,129$, $df=1$, $p=0,004$) und den Soricinen ($\chi^2=24,954$, $df=1$, $p<0,001$). Die Soricinen nutzten die Ugglanfalle B signifikant häufiger als die Murinen ($\chi^2=14,324$, $df=1$, $p<0,001$) und die Arvicolinen ($\chi^2=12,414$, $df=1$, $p<0,001$). Die Drahtwippfalle wurde nur von den Rodentien aufgesucht und die Longworthfalle von allen Lebensformtypen ähnlich gering frequentiert; die Unterschiede waren nicht signifikant.

Bei dem Versuch der Zweifachwahl mit gebrauchten und neuen Shermanfallen wurden insgesamt nur 47 Tiere erfaßt. Die gebrauchten Fallen wurden gegenüber den neuen in einem Verhältnis von 3:1 genutzt.

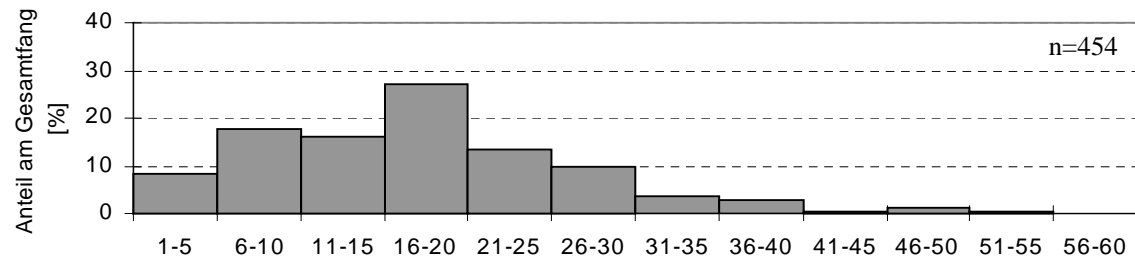
3.6.1.3 Fang nach Gewicht

Die Gewichte der in allen Gebieten erfaßten Kleinsäuger (Fänge, *M. nivalis* und *R. norvegicus* ausgenommen) wurden für jeden Fallentyp getrennt in Gewichtsklassen von jeweils 5 g unterteilt. Die Anteile der Gewichtsklassen am Gesamtfang waren für jeden Fallentyp sehr verschieden (Abb. 3.23 a-e); alle Unterschiede waren hoch signifikant (χ^2 -Test, $df=10$, $p<0,001$).

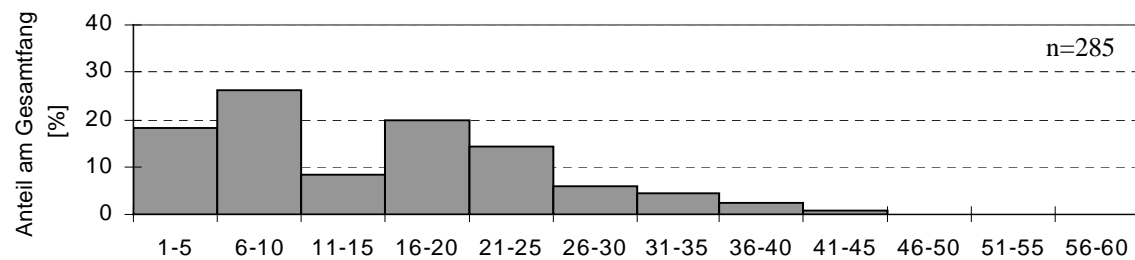
Den höchsten Anteil am Gesamtfang machten bei der Shermanfalle die Gewichtsklassen zwischen 16 und 25 g mit zusammen über 47 % aus. Auch die Ugglanfalle A wies den höchsten Anteil mit 27 % zwischen 16 und 20 g auf. Im Vergleich zur Shermanfalle waren die unteren Gewichtsklassen hier häufiger vertreten, was noch deutlicher bei der Ugglanfalle B in Erscheinung trat: Bei diesem Fallentyp entfiel der höchste Anteil am Gesamtfang mit zusammen 44 % auf die beiden niedrigsten Gewichtsklassen. Hingegen wurde die Drahtwippfalle von Tieren der untersten Gewichtsklasse nie genutzt; bei diesem Fallentyp lag das Maximum mit 37,5 % bei der Gewichtsklasse von 16 bis 20 g. Im Gegensatz zur Ugglanfalle B wurden hier, ebenso wie in den Fallentypen Sherman und Ugglan A, noch Tiere bis zu einem Gewicht von 55 g erfaßt. In die Longworthfalle gingen Tiere mit Gewichten zwischen 1 und 45 g, ein minimaler Anteil war in der untersten Gewichtsklasse zu verzeichnen, ein Maximum mit 21 % lag bei der Gewichtsklasse von 21 bis 25 g.



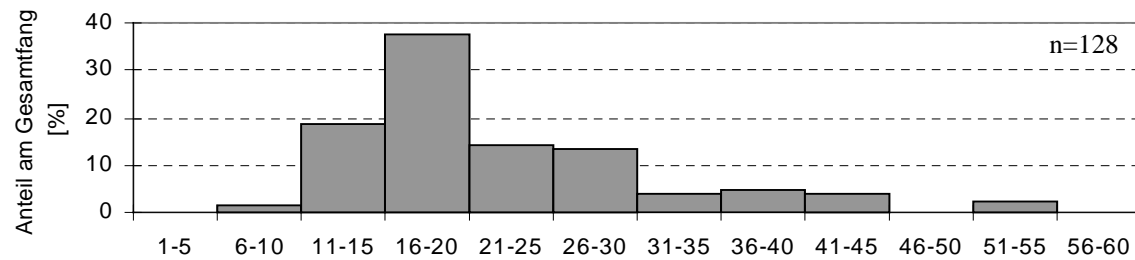
a) Shermanfalle



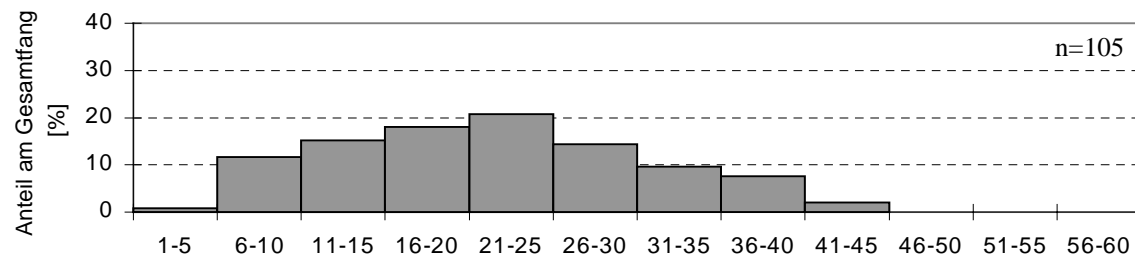
b) Ugglanfalle A



c) Ugglanfalle B



d) Drahtwipffalle



e) Longworthfalle

Gewicht [g]

Abb. 3.23 a-e: Prozentualer Fanganteil der zusammengefaßten Arten in den verschiedenen Gewichtsklassen bei den fünf Fallentypen

3.6.1.4 Fallenfunktion

Aufgrund ihrer Konstruktion waren die fünf Fallentypen in ihrer Funktion verschieden. Die nach unterschiedlichen Kriterien bewertete Funktionsfähigkeit ist in der Tab. 3.10 angegeben.

Tab. 3.10: Fallenfunktion der verschiedenen Fallentypen. ([]: Falle ist noch für Kleinsäuger zugänglich).

Fallen- typ	Falle nicht funktionsfähig		Falle belegt		
	löst nicht aus	zu	Frosch	Vogel	Schnecke
Sherman	8	25	2	3	8
Ugglan A	1	0	[3]	0	0
Ugglan B	0	0	[3]	0	0
Drahtwipp	4	28	[1]	0	0
Longworth	7	6	0	0	6

Insgesamt wurden nur 0,5 % aller Falleneinheiten als nichtfängig registriert. Hiervon entfielen 52,6 % auf die Drahtwippfalle, 31,8 % auf die Longworthfalle, 14 % auf die Shermanfalle, 1,6 % auf die Ugglanfalle A und 0 % auf die Ugglanfalle B. Im Gegensatz zu den Mehrfachfallen konnten die Sherman-, Drahtwipp- und Longworthfallen auch ohne das Auslösen der Fangmechanismen durch Kleinsäuger beispielsweise durch Erschütterung von außen oder durch Schnecken geschlossen werden. „Nichtfängig“ wurden die Fallen auch durch das Festfrieren und Klemmen der Auslöser oder der Wippe bei den Mehrfachfallen. Funktionsunfähig wurden die Fallen weiterhin durch die Belegung mit Nicht-Zielarten; *M. nivalis* wurde siebenmal mit einer Shermanfalle erfaßt, *R. norvegicus* zweimal mit einer Ugglanfalle A. Frösche fingen sich mit Ausnahme der Longworthfalle in jedem Fallentyp, und Vögel wurden in drei Fällen mit der Shermanfalle gefangen. Ein Funktionsvergleich in Bezug auf „nichtfängige Fallen“ der beiden Mehrfachfallen ($\chi^2=1,0$, $df=1$, $p=0,317$) und der Vergleich der Drahtwipp- mit der Longworthfalle ($\chi^2=3,1$, $df=1$, $p=0,078$) ergab keinen signifikanten Unterschied, die anderen Fallentypen unterschieden sich untereinander signifikant (S-UA: $\chi^2=6,507$, $df=1$, $p=0,011$; S-UB: $\chi^2=8,554$, $df=1$, $p=0,003$; S-D: $\chi^2=35,616$, $df=1$, $p<0,001$; S-L: $\chi^2=9,29$, $df=1$, $p=0,002$; UA-D: $\chi^2=29,334$, $df=1$, $p<0,001$; UA-L: $\chi^2=16,629$, $df=1$, $p<0,001$; UB-D: $\chi^2=32,227$, $df=1$, $p<0,001$; UB-L: $\chi^2=19,457$, $df=1$, $p<0,001$).

3.6.2 Fallenisolierung

Die beiden Isolierungsvarianten Milchtüte und Styropor wurden bei der Shermanfalle in der Zweifachwahl getestet. Auf mit Milchtüten isolierte Fallen entfielen insgesamt 54,2 % der Fänge, 45,8 % auf die mit Styropor isolierten Fallen. Die Verteilung der Fänge auf beide Varianten ist für die zu dieser Zeit erfaßten Arten in Abb. 3.24 dargestellt.

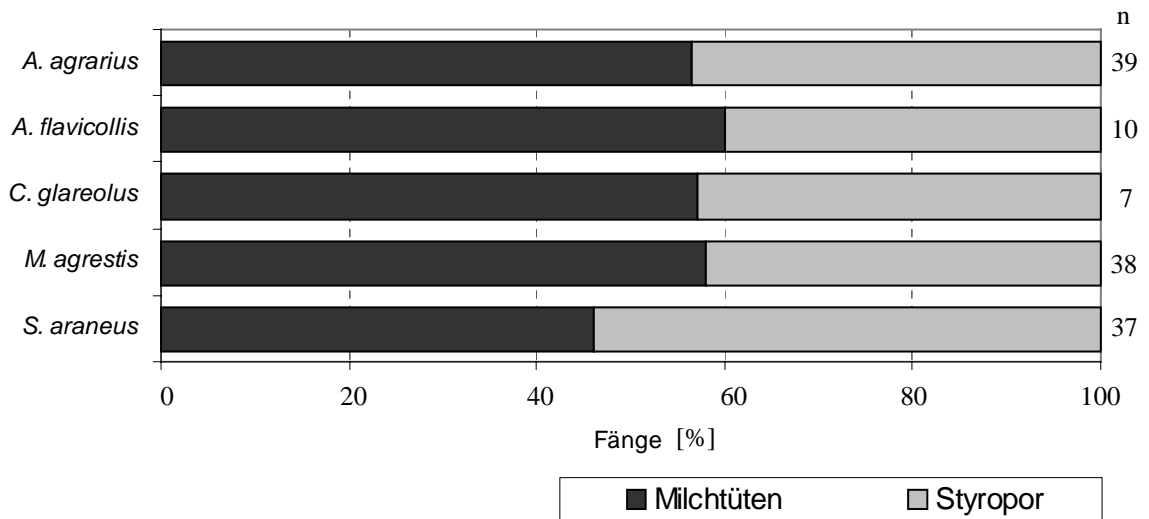


Abb. 3.24: Frequentierung der dominanten Arten der Shermanfallen mit verschiedener Isolation in der Zweifachwahl. n=Fangzahlen.

Die Frequentierung der verschieden isolierten Fallen erfolgte durch alle fünf Arten gleichmäßig, insgesamt wurde keine Isolierungsvariante signifikant vorgezogen ($U=105,5$, $Z=-0,298$, $p=0,766$, $n=131$). Zwischen den drei Lebensformtypen bestand in der Fallennutzung kein signifikanter Unterschied (Murinae-Arvicolinae: $\chi^2=0,004$, $df=1$, $p=0,95$; Murinae-Soricinae: $\chi^2=1,059$, $df=1$, $p=0,303$; Arvicolinae-Soricinae: $\chi^2=0,330$, $df=1$, $p=0,565$).

Weiterhin wurde die Isolierung auf ihre Funktion hin überprüft und der jeweilige Totfanganteil berechnet. Die direkt vergleichbaren Totfänge bei der Zweifachwahl unterschieden sich mit 22,4 % bei der Milchtütenisolierung und 17 % bei der Styroporisolierung nicht signifikant ($\chi^2=0,616$, $df=1$, $p=0,433$). Die Totfanganteile, die insgesamt für den Untersuchungsraum Dezember bis Mai 1995/1996 mit der Styroporisolierung und Dezember bis Mai 1996/1997 mit der Milchtütenisolierung registriert wurden, sind vergleichend dargestellt (Tab. 3.11).

Tab. 3.11: Prozentualer Totfang der Rodentier und der Soriciden von Dezember bis Mai 1995/1996 in Fallen mit Styroporisolierung (S) und Dezember bis Mai 1996/1997 in Fallen mit Milchtütenisolierung (M).
(*: keine Rodentier gefangen).

	Totfang [%]									
	Dezember		Februar		März		April		Mai	
	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M
Rodentia	3,2	25	1,8	8,3	8,8	6,3	9,1	*	5,3	0
Insectivora	70,8	72,7	52	66,7	61,9	57,1	83,3	42,9	0	63
gesamt	16,5	38,3	15,1	33,3	23,9	35,7	15,3	38,1	5	81

In allen Monaten lag zwar der Totfanganteil der Milchtütenisolierung über dem der Styroporisolierung, die Werte sollten jedoch aufgrund der Zeitdifferenz nicht direkt verglichen oder statistisch bewertet werden.

3.6.3 Fängigkeit

3.6.3.1 Fangdichte und Fangerfolg

Zur Überprüfung, ob während der Fangperioden eine ausreichende Anzahl von Fallen bei gleichzeitig genügend langer Stellzeit vorhanden war, wurden die relative Fangdichte, die Gesamtfangdichte und der Fangerfolg berechnet. Darüberhinaus wurde der Fang vom ersten bis zum letzten Fangtag innerhalb einer Fangperiode überprüft.

Fangdichte

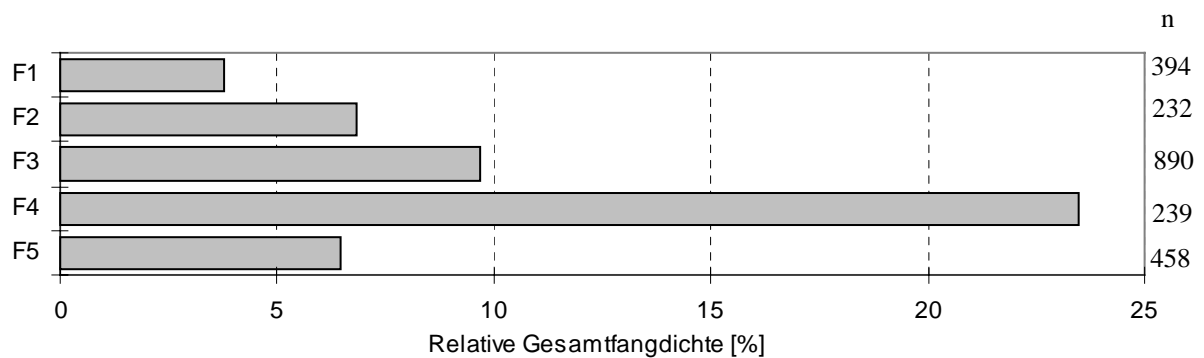
Die Fangdichte (Fänge/100FE) wurde für alle Untersuchungsgebiete jeweils für die einzelnen Arten (relative Fangdichte) und für alle Arten insgesamt (relative Gesamtfangdichte) berechnet.

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum ermittelte relative Fangdichte war für alle Arten auf den einzelnen Flächen gering und stieg nicht über den Wert von 8,64 Fängen/100FE, der von *M. agrestis* auf der Fläche F4 erreicht wurde (Tab. 3.12). Auf der Fläche F1 besaß nur *S. araneus* einen Wert über 1; auf der Fläche F2 erzielte *M. arvalis* die höchste Fangdichte mit 4,35 Fängen/100FE. Ein Maximum von 3,17 Fängen/100FE wurde durch *A. agrarius* auf der Fläche F3 erlangt, während auf der Fläche F5 als höchste Fangdichte ein Wert von 1,93 Fängen/100FE bei *C. glareolus* gefunden wurde.

Tab. 3.12: Relative Fangdichte (Fänge/100FE) auf den Untersuchungsflächen über den gesamten Untersuchungszeitraum

Relative Fangdichte [%]										
Art	n	F1	n	F2	n	F3	n	F4	n	F5
<i>A. agrarius</i>	88	0,85	7	0,21	292	3,17	24	2,36	72	1,01
<i>A. flavicollis</i>	33	0,32	3	0,09	33	0,36	5	0,49	66	0,93
<i>C. glareolus</i>	5	0,05					12	1,18	137	1,93
<i>M. agrestis</i>	29	0,28	24	0,71	263	2,86	88	8,64	80	1,13
<i>M. arvalis</i>	98	0,94	148	4,35			16	1,57		
<i>M. minutus</i>	17	0,16	1	0,03	7	0,08			6	0,08
<i>M. musculus</i>	1	0,01								
<i>M. nivalis</i>	2	0,02			4	0,04			1	0,01
<i>N. fodiens</i>	1	0,01					3	0,29		
<i>R. norvegicus</i>	2	0,02								
<i>S. araneus</i>	109	1,05	40	1,18	269	2,92	86	8,45	82	1,15
<i>S. minutus</i>	9		9	0,26	22	0,24	5	0,49	14	0,20

Die relative Gesamtfangdichte war auf der Fläche F4 mit 23,48 Fängen/100FE über den gesamten Untersuchungszeitraum am höchsten, gefolgt von den Werten der Flächen F3 mit 9,67, F2 mit 6,82, F5 mit 6,45 und F1 mit nur 3,79 Fängen/100FE (Abb. 3.25).

**Abb. 3.25:** Relative Gesamtfangdichte auf den einzelnen Flächen über den gesamten Untersuchungszeitraum. Arten zusammengefaßt. n=Fangzahlen.

Eine differenziertere Betrachtung der relativen Gesamtfangdichte über die einzelnen Fangperioden zeigt, daß die Höchstwerte im Winter 1995/1996 und jeweils im Herbst beider Untersuchungsjahre registriert wurden (Abb. 3.26). Minimal waren die Fangdichten nach den Überflutungen, bis zum Juni 1997 stiegen sie auf keiner Fläche über 2,57 Fänge/100FE. Insgesamt waren hohe, jedoch zeitlich annähernd parallel verlaufende Schwankungen der Fangdichten auf den Untersuchungsflächen zu verzeichnen. Ein

maximaler Wert von 19,86 Fängen/100FE wurde im Januar 1996 auf der Fläche F3 erzielt (Tab. 7.9 im Anhang).

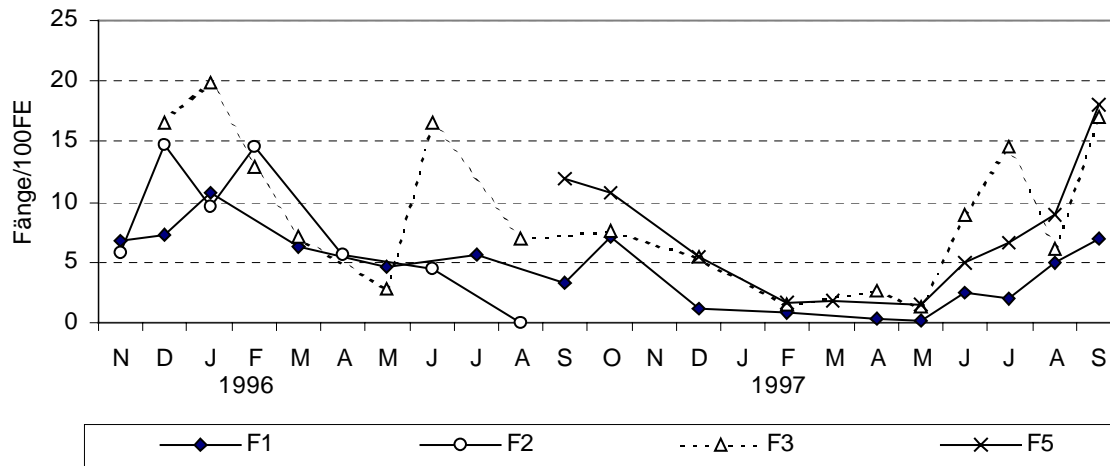


Abb. 3.26: Relative Gesamtfangdichte auf den Flächen in den einzelnen Fangperioden

Fangerfolg

Zur Abschätzung des Anteils der in einer Fangperiode erfaßten Individuen an der Gesamtzahl bekannter Tiere, dem MNA-Wert, wurde der Fangerfolg berechnet (Tab. 7.9 im Anhang). Der durchschnittliche, für alle Arten gemeinsam ermittelte Fangerfolg erreichte auf allen Flächen einen Wert von über 90 %; ein Maximalwert von 98,1 % wurde für die Fläche F1, der geringste Wert mit 90,4 % wurde für die Fläche F5 gefunden. Der Fangerfolg der Fläche F1 war signifikant höher als der von Fläche F2 ($U=17,0$, $Z=-2,336$, $p=0,019$, $n=19$), F3 ($U=42,5$, $Z=-3,12$, $p=0,002$, $n=29$) und F5 ($U=56,5$, $Z=-2,75$, $p=0,006$, $n=30$). Die anderen Flächen wiesen untereinander keine signifikanten Unterschiede auf.

Innerhalb der einzelnen Fangperioden schwankte der Wert höchstens um die Differenz von 23,4 %; ein minimaler Wert für den Fangerfolg von 76,62 % wurde auf der Fläche F5 im März 1997 registriert. Ein Einfluß durch die Jahreszeiten oder Überflutungen ist nicht zu erkennen.

Fangerfolg der einzelnen Fangtage

Zur Überprüfung, welchen Einfluß der Stellzeitraum der Fallen auf die Erfassung der Individuen der dominanten Arten hat, wurde der prozentuale Anteil erfaßter Individuen einer Fangperiode für den ersten bis vierten Fangtag berechnet. Die Daten aller Untersuchungsflächen wurden hierfür für alle Fangperioden, in denen mindestens 4 Tage gefangen wurde, zusammengefaßt (Abb. 3.27).

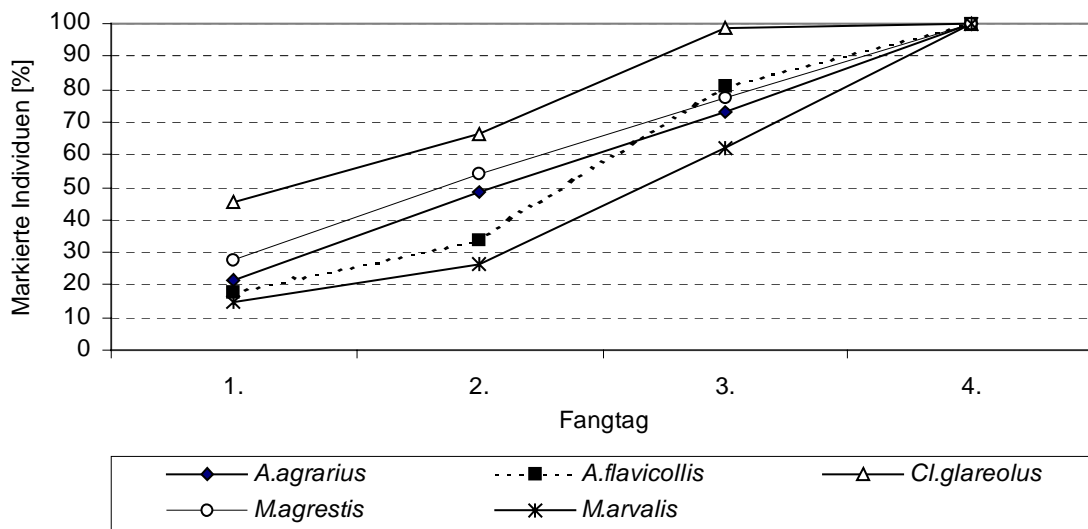


Abb. 3.27: Prozentualer Anteil der in einer Fangperiode erfaßten Individuen an den einzelnen Fangtagen (Flächen zusammengefaßt). $n_{A.a.}=199$, $n_{A.f.}=89$, $n_{C.g.}=57$, $n_{M.agr.}=233$, $n_{M.arv.}=143$.

Die Kurven der einzelnen Arten weisen einen ähnlichen Verlauf auf. Am ersten Tag wurden Anteile zwischen 14,51 % markierter Individuen bei *M. arvalis* und 45,4 % bei *C. glareolus* registriert. Die Zunahme am zweiten Tag differierte zwischen 11,9 % bei *M. arvalis* und 27,1 % bei *A. agrarius*. Für keine Art wurde ein 100 %iger Fangerfolg schon nach drei Tagen erzielt. Den höchsten Anteil von 98,57 % erreichte *C. glareolus* am dritten Fangtag, an dem erst 62 % der Individuen von *M. arvalis* erfaßt werden konnten. Ein hoher Anstieg um 47,6 % wurde für *A. flavicollis* am dritten Tag verzeichnet.

Signifikante Unterschiede ergaben sich zwischen den Arten *A. flavicollis* und *C. glareolus* ($\chi^2=13,242$, $df=3$, $p=0,004$), *C. glareolus* und *M. arvalis* ($\chi^2=19,758$, $df=3$, $p<0,001$) und zwischen *M. agrestis* und *M. arvalis* ($\chi^2=8,673$, $df=3$, $p=0,034$). Insgesamt wurden auch am letzten Fangtag noch neue Individuen erfaßt.

3.6.3.2 Wiederfangrate

Die Wiederfangrate (Wiederfänge \times 100/Fänge) der dominanten Arten wurde gebietsübergreifend über alle Fangperioden berechnet; diese zusammenfassenden Werte sind jeweils für beide Geschlechter in der Abb. 3.28 dargestellt. Mit zwei Ausnahmen lagen die Wiederfangraten zwischen 40 % und 60 %. Mit 76,1 % besaßen die Weibchen von *C. glareolus* eine deutlich darüberliegende Wiederfangrate, während die Männchen von *M. arvalis* mit einem Wert von 38,2 % die niedrigste Wiederfangrate aufwiesen.

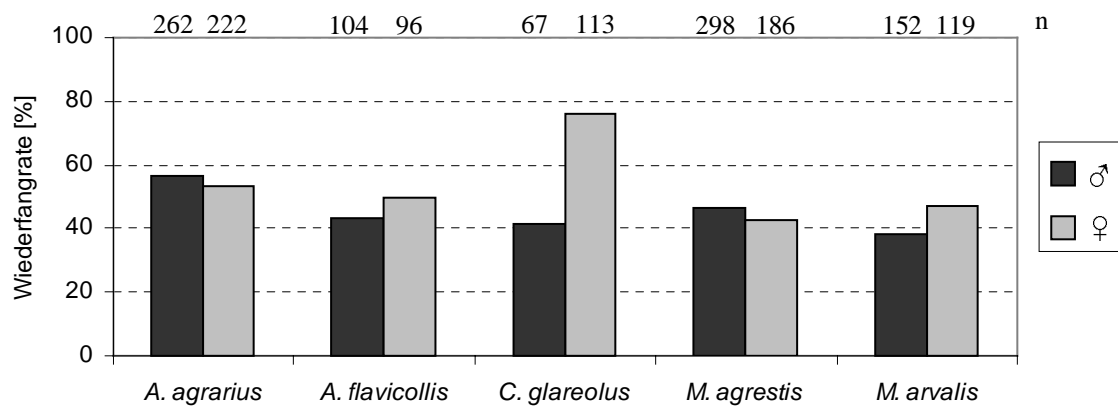


Abb. 3.28: Wiederfangrate der Männchen und Weibchen der dominanten Arten (Fangperioden aller Untersuchungsflächen zusammengefaßt). n=Fangzahlen.

Ein geschlechtsspezifischer signifikanter Unterschied im Wiederfangverhalten wurde nur bei *C. glareolus* mit einer erhöhten Weibchen-Wiederfangrate nachgewiesen ($\chi^2=9,389$, $df=1$, $p=0,002$).

3.6.3.3 Tag- und Nachtfang

In die Auswertung des Tag- und Nachtfanges gehen die Daten der 54 Fangperioden ein, in denen am Tage und in der Nacht gefangen wurde. Zur Vergleichbarkeit wurden zunächst die Fänge pro Kontrolle und die prozentualen Aktivitätsanteile berechnet. Die Fängigkeit am Tage oder in der Nacht wird im folgenden als Tag- bzw. Nachtaktivität dargestellt (Abb. 3.29).

Abgesehen von *M. musculus*, *R. norvegicus* und *M. nivalis*, die alle nur mit wenigen Fangzahlen eingingen, besaß *A. flavicollis* mit fast 98 % die höchste Nachtaktivität. Die geringste, aber noch über 50 % liegende Nachtaktivität wiesen *M. agrestis* und *M. arvalis* auf. *S. araneus* und *S. minutus* zeigten mit 71,8 % und 75,7 % eine relativ hohe Nachtaktivität, *N. fodiens* wurde als einzige Art öfter am Tag als in der Nacht erfaßt.

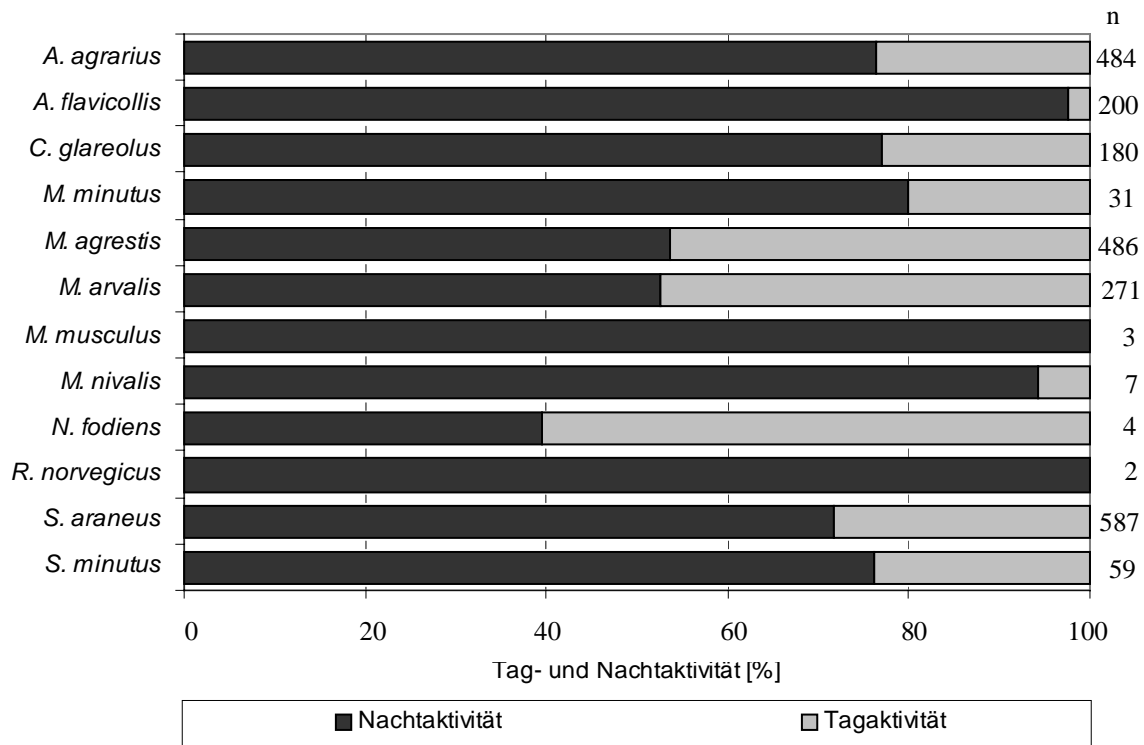


Abb. 3.29: Prozentuale Tag- und Nachtaktivität der einzelnen Arten (Fangperioden aller Untersuchungsflächen zusammengefaßt). n=Fangzahlen.

Ein geschlechtsspezifischer Unterschied in der Tag- und Nachtaktivität wurde mit Ausnahme von *M. arvalis* auf der Fläche F1 ($\chi^2=5,132$, $df=1$, $p=0,023$) nicht festgestellt. Die Werte der Nachtaktivität der einzelnen Arten schwankten zwischen den Fangperioden bis zu 57,1 % bei *A. agrarius* und *S. araneus* auf der Fläche F3, wobei diesen Werten ein geringer Stichprobenumfang zugrunde lag (Tab. 7.10 im Anhang). Während der Überflutungen im Frühjahr 1996 wurden besonders niedrige Werte für die Nachtaktivität gefunden. Insgesamt ließen sich sonst keine Tendenzen feststellen.

Die Aktivitätsverteilung der einzelnen Arten wurde für Sommer (April bis September) und Winter (Oktober bis März) getrennt berechnet (Tab. 7.11 im Anhang). Es gab weder zwischen den Sommer- und Winteraktivitätswerten einer Art noch zwischen den Werten gleicher Arten verschiedener Flächen große Abweichungen. Nur *S. araneus* wies auf der Fläche F2 im Winter eine signifikant höhere Nachtaktivität auf als im Sommer ($\chi^2=4,993$, $df=1$, $p=0,025$), bei den anderen Arten unterschied sich der Anteil der Nachtaktivität im Sommer und Winter nicht signifikant.

3.6.3.4 Fänge in derselben Falle

In der weiteren Untersuchung des Fangverhaltens gibt die Analyse über mehrfach genutzte Fallen Aufschluß über inter- und intraspezifische Verhaltensweisen der einzelnen Arten. Neben der Auswertung der Mehrfachfänge in den beiden Ugglanfallen wurde die nacheinander erfolgende Nutzung ein und derselben Falle innerhalb einer Fangperiode betrachtet.

Mehrfachfänge

In die Auswertung der Mehrfachfänge gehen nur die Fangdaten der Ugglanfallen ein, die konstruktionsbedingt ein Mehrfachfangen ermöglichen. Es wurden insgesamt 301 Tiere in 134 Mehrfachfängen gefangen, was 43,8 % aller Ugglanfallenfängen entspricht. Hiervon entfielen 30,9 % auf Doppelfänge, 10,9 % auf Dreifachfänge und der Rest auf Vier-, Fünf- und Sechsfachfänge. Letzterer wurde nur ein einziges Mal bei *A. agrarius* beobachtet, es handelte sich um ein Weibchen mit fünf Jungen.

Fänge gleicher Art waren 70,8 % aller Doppelfänge und 64 % aller Dreifachfänge. Die Anzahl der Mehrfachfänge variierte zwischen den einzelnen Arten (Abb. 3.30), Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (χ^2 -Test). *M. arvalis* wurde mit einem Gesamtanteil von 40,1 % am häufigsten in Mehrfachfängen erfaßt; hiervon waren 14,4 % aller Ugglanfallenfänge Doppelfänge und 3 % Dreifachfänge. *A. flavicollis* wurde mit 25 % aller Ugglanfänge am zweithäufigsten in Mehrfachfängen angetroffen. *S. araneus* besaß einen Anteil von 28,4 % an Mehrfachfängen, wovon allein 10,4 % auf Doppelfänge entfielen. Der vierthöchste Mehrfachfanganteil wurde für *C. glareolus* mit 16,7 % gefunden, gefolgt von *S. minutus* mit 15,6 %, *A. agrarius* mit 13,8 % und *M. agrestis* mit 8,3 %.

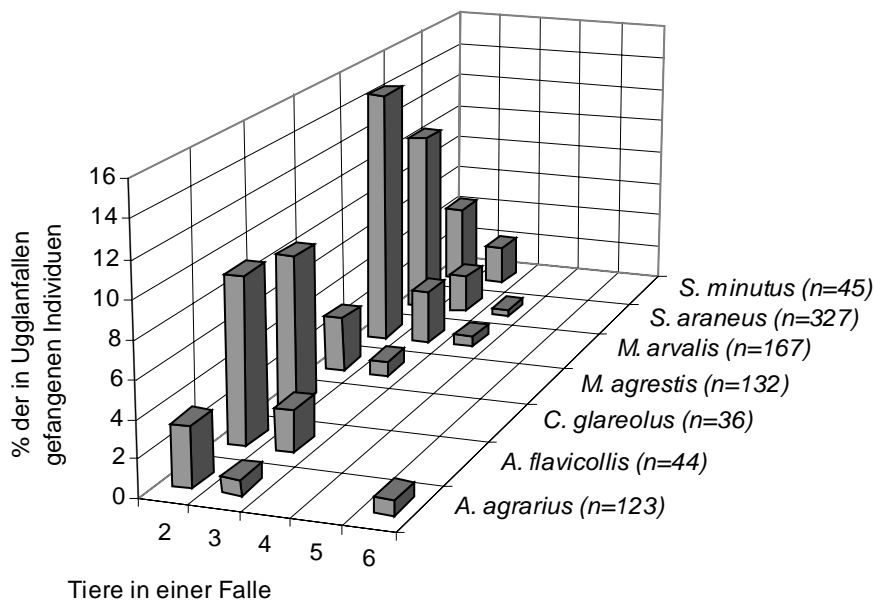


Abb. 3.30: Mehrfachfänge gleicher Art in % der Ugglanfallenfänge einer Art

Auf Fänge unterschiedlicher Artenzusammensetzung entfielen 29,8 % aller Mehrfachfänge. Es wurden 31 Doppelfänge und 9 Dreifachfänge registriert, wobei es sich nie um mehr als zwei Arten handelte (Tab. 3.13). Mit Ausnahme von 7 Mehrfachfängen waren immer Soriciden unter den Fängen.

Tab. 3.13: Mehrfachfänge verschiedener Artenzusammensetzung

Zweifachfänge	Anzahl	Dreifachfänge	Anzahl
<i>A. agrarius</i> - <i>A. flavicollis</i>	3	<i>A. agrarius</i> - <i>S. araneus</i> - <i>S. araneus</i>	1
<i>A. agrarius</i> - <i>S. araneus</i>	5	<i>C. glareolus</i> - <i>C. glareolus</i> - <i>A. agrarius</i>	1
<i>M. agrestis</i> - <i>M. arvalis</i>	2	<i>M. arvalis</i> - <i>A. flavicollis</i> - <i>A. flavicollis</i>	1
<i>M. agrestis</i> - <i>S. araneus</i>	3	<i>M. arvalis</i> - <i>M. arvalis</i> - <i>S. araneus</i>	1
<i>M. agrestis</i> - <i>S. minutus</i>	1	<i>M. agrestis</i> - <i>S. araneus</i> - <i>S. araneus</i>	1
<i>M. arvalis</i> - <i>S. araneus</i>	8	<i>S. araneus</i> - <i>S. araneus</i> - <i>S. minutus</i>	3
<i>C. glareolus</i> - <i>S. araneus</i>	1	<i>M. arvalis</i> - <i>S. araneus</i> - <i>S. araneus</i>	1
<i>S. araneus</i> - <i>S. minutus</i>	8		
Summe	31	Summe	9

Antagonistisches Verhalten wurde innerhalb der Rodentier nicht beobachtet; verletzte Tiere wurden weder in Mehrfach- noch in Einzelfängen erfaßt, ebensowenig wurden Tiere mit struppigem Fell oder in geschwächtem Zustand in Mehrfachfängen gefangen. Dagegen

waren die Soriciden häufig geschwächt und in schlechtem Zustand. Angefressene tote Tiere wurde in zahlreichen Fällen bei ihnen beobachtet.

Wiederfang in derselben Falle

Bei der Betrachtung der einzelnen Fallen innerhalb einer Fangperiode ist festzustellen, daß dieselben Fallen oft von den gleichen Tieren wieder aufgesucht wurden. In insgesamt 156 Fällen wurde ein Tier mindestens zweimal in der selben Falle gefangen, ein einziges mal ging bei *A. agrarius* ein Tier sogar sechsmal in dieselbe Falle (Abb. 3.31). Bei *C. glareolus* wurden 27,7 % der erfaßten Individuen mehrmals in derselben Falle registriert; bei *A. agrarius* waren es 23,6 %, bei *M. arvalis* 19,1 %, bei *A. flavicollis* 17,8 %, bei *M. agrestis* 13 % und bei *M. minutus* 12,5 %. Am häufigsten gingen die Tiere mit bis zu 26,2 % bei *C. glareolus* zweimal in dieselbe Falle, dreimal wurde mit maximal 5,7 % bei *M. arvalis* wesentlich weniger beobachtet, ein vier-, fünf- und sechsmaliges Fangen kam selten und höchstens einmal pro Art vor. Die Unterschiede in diesem Fangverhalten waren zwischen den Arten *C. glareolus* und *M. minutus* ($\chi^2=6,386$, $df=5$, $p=0,041$) und *C. glareolus* und *M. arvalis* ($\chi^2=8,793$, $df=5$, $p=0,032$) signifikant.

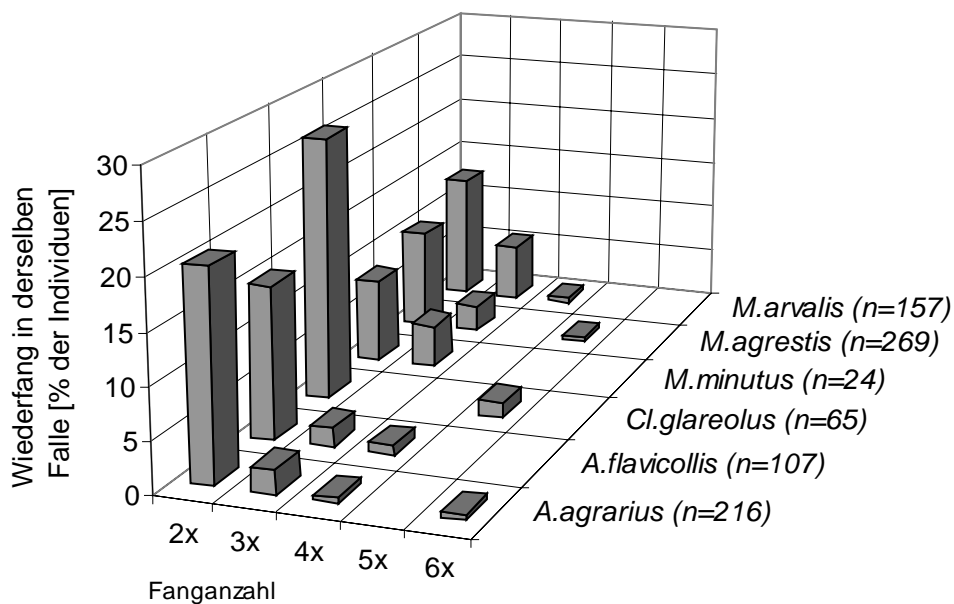


Abb. 3.31: Wiederfang der Individuen in derselben Falle innerhalb einer Fangperiode

Nacheinanderfang

Innerhalb einer Fangperiode gingen häufig Tiere derselben Art nacheinander in dieselbe Falle. Dieser nacheinander erfolgte Fallenbesuch wurde nach Geschlecht analysiert (Abb. 332).

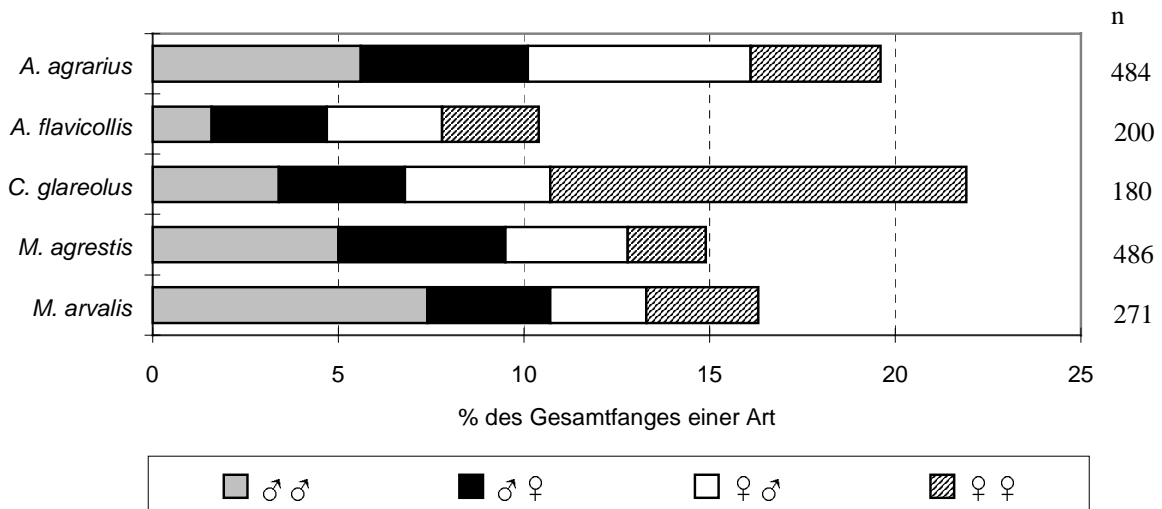


Abb. 332: Nacheinanderfang von Individuen gleicher Art verschiedenen und gleichen Geschlechtes in derselben Falle innerhalb einer Fangperiode. n=Fangzahlen.

Bei *C. glareolus* wurde mit einem Anteil von 21,9 % des Gesamtfanges am häufigsten ein Aufsuchen derselben Fallen beobachtet, besonders Weibchen gingen mit 11,2 % des Gesamtfanges in schon von Weibchen genutzte Fallen. In der weiteren Reihenfolge von *A. agrarius*, *M. arvalis* und *M. agrestis* wurden Fallen seltener nacheinander von derselben Art besucht. Von den fünf betrachteten Arten wies *A. flavicollis* mit 10,4 % den geringsten Anteil an Nacheinandernutzung auf. Die Häufigkeit des Nacheinanderfanges von Tieren gleichen und verschiedenen Geschlechts wies zwischen den Arten keine signifikanten Unterschiede auf (χ^2 -Test). Bei *M. arvalis* gingen auffällig mehr Männchen in schon von Männchen genutzte Fallen.

Tendentiell gingen Tiere häufiger in Fallen, die vorher vom selben Geschlecht aufgesucht worden waren, als in Fallen, die zuvor vom anderen Geschlecht besucht worden waren, der Unterschied ist jedoch nicht signifikant ($\chi^2=4,014$, $df=1$, $p=0,404$). Der Fang zweier Männchen folgte nicht öfter aufeinander als der zweier Weibchen ($\chi^2=8,057$, $df=1$, $p=0,09$). Ein Weibchen folgte nicht öfter auf ein Männchen als umgekehrt ($\chi^2=0,734$, $df=1$, $p=0,947$).

3.6.4 Fallentod

Zur Betrachtung des Fallentodes wurden die Fangdaten aller 57 Fangperioden für die Auswertung herangezogen.

3.6.4.1 Totfänge

Insgesamt wurden 539 Totfänge registriert, was einem Anteil am Gesamtfang von 23,2 % entspricht. Während bei den Rodentia nur 5,2 % aller Fänge in der Falle zu Tode kamen, waren es bei den Insectivoren 69,4 %. Dieser Unterschied ist höchst signifikant ($\chi^2=1072,16$, $df=1$, $p<0,001$).

Tab. 3.14: Totfänge der einzelnen Arten (Fangperioden aller Gebiete zusammengefaßt).
*: keine Angabe aufgrund fehlender Markierung.

	Totfänge n	Totfänge [% der Fänge]	Totfänge [% der Individuen]
<i>A. agrarius</i>	10	2,1	4,6
<i>A. flavicollis</i>	4	2,0	3,7
<i>C. glareolus</i>	2	1,1	3,1
<i>M. agrestis</i>	39	8,0	14,5
<i>M. arvalis</i>	29	10,7	18,5
<i>M. minutus</i>	2	6,5	8,3
<i>M. musculus</i>	0	0,0	0,0
<i>M. nivalis</i>	2	28,6	*
<i>N. fodiens</i>	2	50,0	*
<i>R. norvegicus</i>	0	0,0	*
<i>S. araneus</i>	399	68,0	*
<i>S. minutus</i>	50	84,7	*
insgesamt	539	23,2	
Rodentia	86	5,2	11,0
Insectivora	451	69,4	*

Der Totfanganteil war mit 84,7 % bei *S. minutus* am höchsten (Tab. 3.14). Abgesehen von den fünf Fängen von *M. musculus* und *R. norvegicus*, die lebend gefangen wurden, wurde der geringste Totfanganteil bei *C. glareolus* mit 1,1 % gefunden. Die Vertreter der Murinae wiesen höchst signifikant weniger Todesfälle auf als die Vertreter der Arvicolinae ($\chi^2=22,503$, $df=1$, $p<0,001$) und der Soricinae ($\chi^2=680,664$, $df=1$, $p<0,001$). Der Unterschied der letztgenannten war ebenso höchst signifikant ($\chi^2=665,656$, $df=1$, $p<0,001$).

Geschlechtsspezifische signifikante Unterschiede in der Todesrate wurden bei keiner Art gefunden (χ^2 -Vierfeldertest). Ebenso wenig waren Unterschiede im Totfang zwischen Erstfängen und Wiederfängen signifikant ($\chi^2=2,859$, $df=1$, $p=0,091$). Die Todesrate der Erstfänge betrug nur 5,8 %.

Die Todesraten der einzelnen Arten wiesen in den verschiedenen Gebieten keine signifikanten Unterschiede auf (χ^2 -Test). Ein Vergleich der Totfanganteile ergab jedoch sowohl bei den Rodentia ($U=234,5$, $Z=-4,172$, $p<0,001$, $n=45$) als auch bei den Insektivoren ($U=26,5$, $Z=-6,074$, $p<0,001$, $n=47$) signifikante Unterschiede für den Tag- und Nachtfang: Es wurden höchst signifikant mehr tote Tiere in der Morgenkontrolle als in der Abendkontrolle registriert. Bei den Rodentia entsprach der Totfanganteil des Nachtfanges 7,4 % und des Tagfanges 0,8 %, bei den Insektivoren entfielen 73,9 % auf den Nachtfang und 54,6 % auf den Tagfang.

3.6.4.2 Totfang in den verschiedenen Fallentypen

Die einzelnen Fallentypen wiesen im Vergleich der Totfangrate keine großen Unterschiede auf (Abb. 3.33 a und b). Der höchste Wert für den Totfang entfiel bei den Rodentia mit 8,8 % auf die Longworthfalle, der niedrigste auf die Ugglanfalle B mit 3,1 %. Die Unterschiede der Totfangrate zwischen den Fallentypen waren bei den Rodentia nicht signifikant (χ^2 -Test). Bei den Vertretern der Insectivora wurden die höchsten Todesraten mit 74,8 % und 79,8 % in den Ugglanfallen A und B gefunden. In der Longworthfalle war hier der Anteil mit 53,3 % am geringsten. Einen signifikant höheren Anteil an Totfängen wies die Ugglanfalle B gegenüber der Shermanfalle ($\chi^2=7,738$, $df=1$, $p=0,005$) und der Longworthfalle ($\chi^2=5,504$, $df=1$, $p=0,019$) auf. Die übrigen Unterschiede waren nicht signifikant.

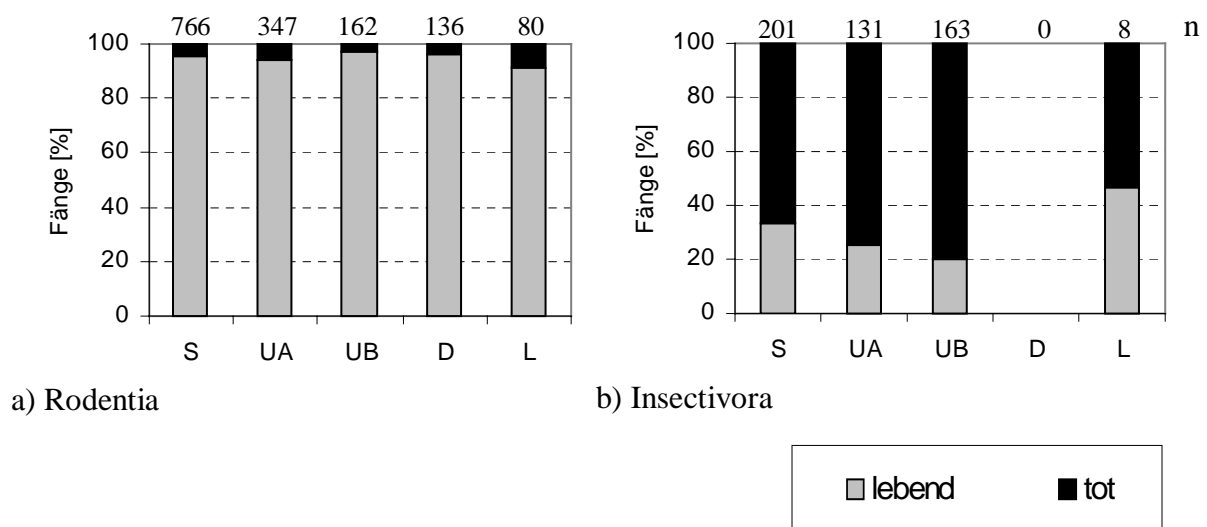


Abb. 3.33 a und b: Tot- und Lebendfang bei Rodentia und Insektivoren in den verschiedenen Fallentypen. n=Fangzahlen.

3.6.4.3 Monatliche Todesrate und Klimaeinfluß

Ein differenzierteres Bild über den Fallentod gibt die prozentuale Darstellung der Totfänge der Rodentier und Insektivoren über die einzelnen Fangperioden (Abb. 3.34 a und b). Bei den Rodentiern stellte sich ein hoher Totfanganteil im November 1995 mit 19,6 % und im Dezember 1996 mit 25 % ein. Bis auf August 1996, in dem die Rate bei 14,8 % lag, waren in den Sommermonaten insgesamt wenige Todesfälle zu verzeichnen. Der Fallentod war im Winter (Oktober bis März) mit 8,3 % signifikant größer als im

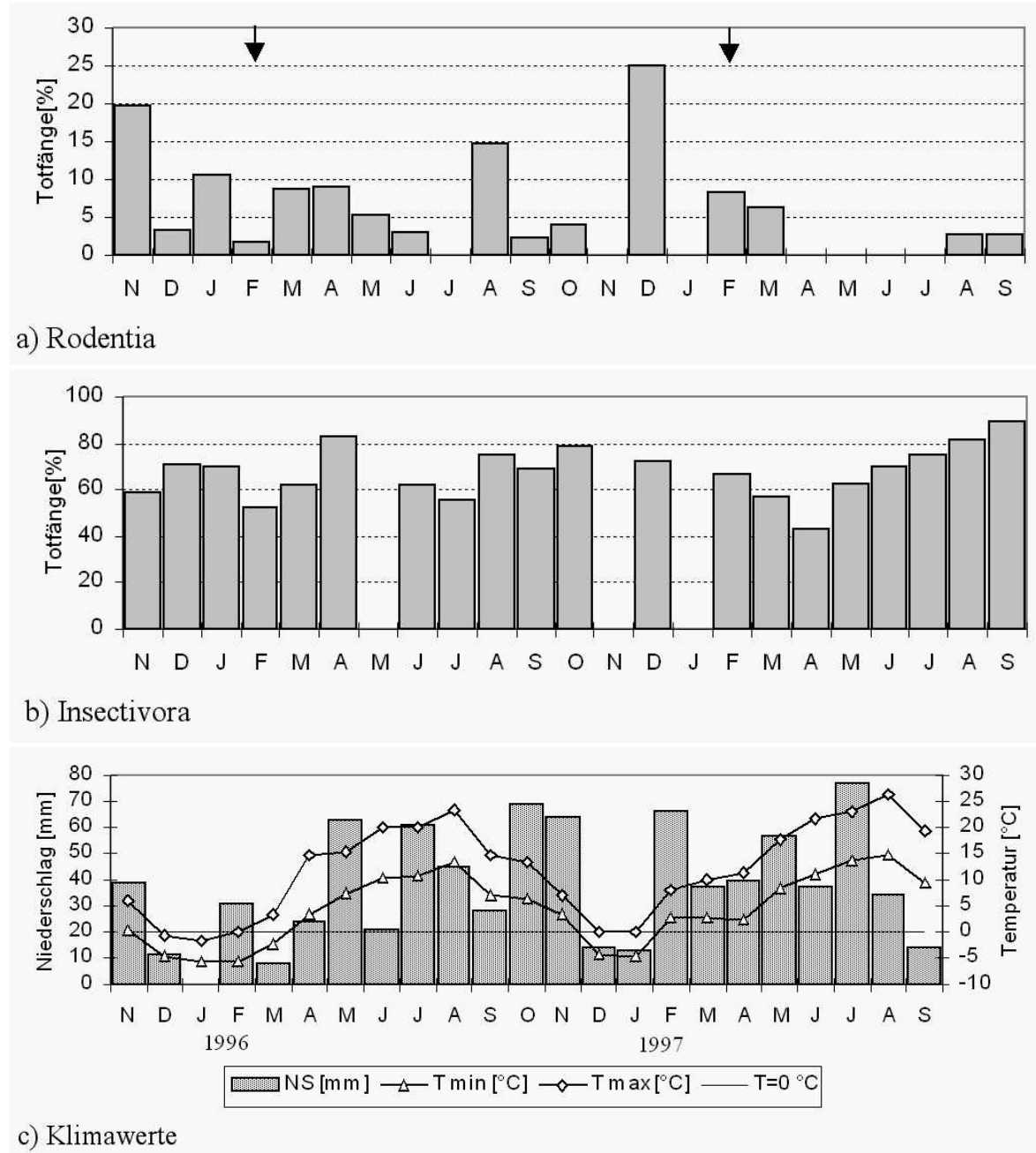
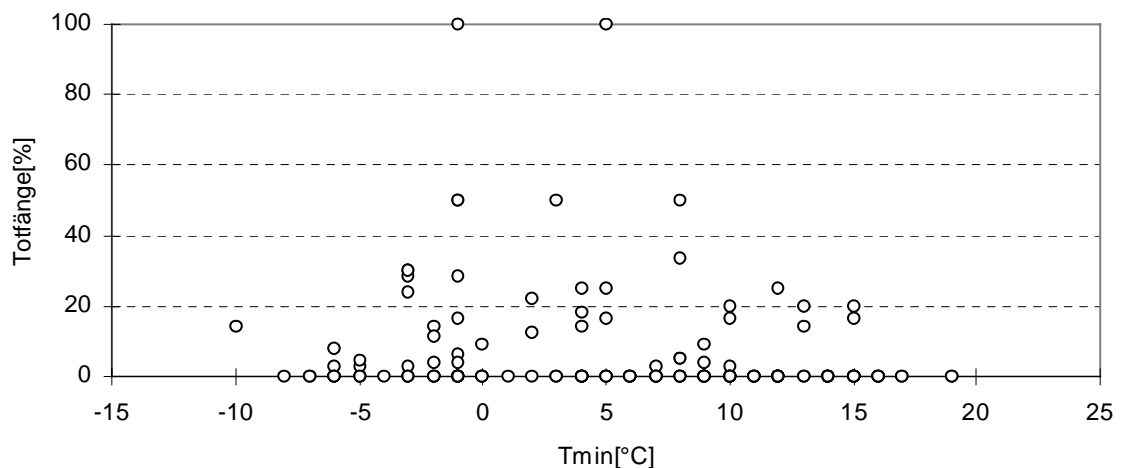


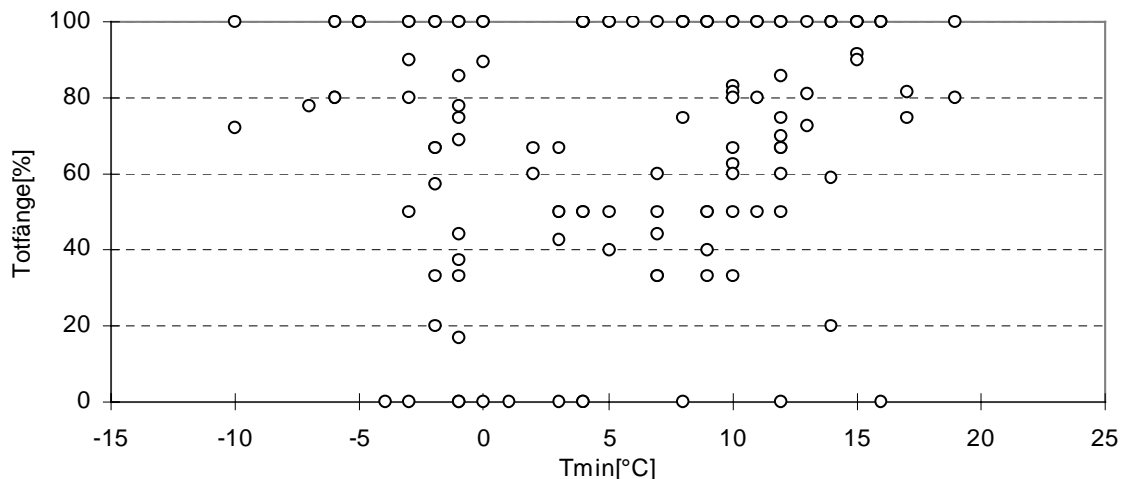
Abb. 3.34 a-c: Prozentualer Totfang der Rodentier (a, n=1677) und Insektivoren (b, n=650) in den einzelnen Fangperioden im Vergleich zu den Klimawerten (c). (y-Achsen-Skalierung variiert).

Sommer (April bis September) mit 2,8% ($\chi^2=24,695$, $df=1$, $p<0,001$). Bei den Insektivoren lag die Todesrate in jedem Monat bei über 42 % des Gesamtfanges. Ein jahreszeitlicher Unterschied war nicht zu erkennen. Der Unterschied des Totfanganteils zwischen Sommer mit 72,3 % und Winter mit 67,3 % war nicht signifikant ($\chi^2=1,859$, $df=1$, $p=0,173$).

Im weiteren wurde der Einfluß von Temperatur und Niederschlag auf die Todesraten untersucht. Hierzu wurde die Korrelation der pro Fangtag ermittelten Todesraten der Rodentier und der Insektivoren mit den Minimaltemperaturen eines jeden Fangtages analysiert (Abb. 3.35 a und b).



a) Rodentia



b) Insectivora

Abb. 3.35 a und b: Totfang in % des Gesamtfanges an den verschiedenen Fangtagen bei den Rodentiern (a, $n=147$) und den Insektivoren (b, $n=126$), bezogen auf die Minimaltemperaturen (T_{min} in °C).

Die Spearman-Korrelationsanalyse ergab für die Rodentier eine negative Korrelation zwischen Todesrate und Minimaltemperatur mit $r=-0,25$ auf dem 0,01 % Signifikanzniveau ($p=0,002$, $n=147$). Für die Insektivoren ergab sich keine Korrelation zwischen Todesrate und Minimaltemperatur ($r=0,1$, $p=0,245$, $n=126$). Weder bei den Rodentiern ($r=0,07$, $p=0,38$, $n=147$) noch bei den Insektivoren ($r=0,067$, $p=0,451$, $n=126$) bestanden Korrelationen zwischen Todesrate und Niederschlag.

4 DISKUSSION

4.1 Arten und Artengemeinschaften der Untersuchungsflächen

Das Vorkommen der einzelnen Arten auf den verschiedenen Untersuchungsflächen ist räumlich und zeitlich von Faktoren wie Nahrungsangebot, Konkurrenzverhältnis und anderen Faktoren abhängig. Um das Auftreten einzelner Arten auf den Untersuchungsflächen genauer betrachten zu können, werden im folgenden für die dominanten Arten Habitatansprüche, Dominanz- und Dichteverhältnisse, Aspekte der Populationsdynamik, Aktivitätszeiten, Mobilität und Sozialverhalten diskutiert. Zusätzlich zu den weiteren Ausführungen zu den übrigen Arten werden die Artengemeinschaften mit ihren vielfältigen Konkurrenzbeziehungen näher analysiert.

Bei der folgenden Betrachtung bleibt der Hochwassereinfluß zunächst unberücksichtigt. Im Hintergrund sollte jedoch nicht außer Acht gelassen werden, daß die Untersuchungsflächen zwar im ersten Untersuchungsjahr nur einer geringen Überflutung ausgesetzt waren, aber sowohl die Jahre zuvor als auch im zweiten Untersuchungsjahr überschwemmt wurden und somit einem hoch zu bewertenden Einfluß unterliegen, der bei einem Vergleich mit anderen Gebieten berücksichtigt werden sollte.

4.1.1 Ökologie und Populationsdynamik der Hauptarten

4.1.1.1 *Apodemus agrarius*

Die Vorkommen von *A. agrarius* der hier untersuchten Region fallen noch nicht ganz auf die nach BÖHME (1978a) beschriebene instabile Westgrenze. Wie jede Spezies ist *A. agrarius* im Kerngebiet ihres Areals, also im optimalen Bereich, euryök. Zur Arealgrenze hin mit zunehmend ungünstigeren Umweltfaktoren wird sie relativ stenök; KÜHNELT (1943) prägte hierzu den Begriff „regionale Stenözie“. So trifft die Charakterisierung als hygrophile Art in dieser Region nur bedingt zu.

Bei PIECHOCKI (1966), der *A. agrarius* im Elbe/Saale-Gebiet untersuchte, lagen die meisten Fundorte im Bereich von Flußläufen; Gebüsch und Hecken der Bachtäler wurden bevorzugt. Dies fand auch PELZ (1980) für *A. agrarius* im südwestlichen Grenzbereich ihres Verbreitungsareals. Nach Studien von ZEJDA (1967) in der Tschechoslowakei ist *A. agrarius* vorwiegend in Schilfgebieten anzutreffen, weiter in Ufervegetationen und

feuchten Feldern, seltener auf Wiesen und Weiden, in trockenem Gebüsch und innerhalb krautreicher Hügel. PELZ (1980) wies besonders auf die Bedeutung der guten Deckung für *A. agrarius* hin; in üppiger Krautschicht besonders mit *Urtica* fand er sie zahlreich, in spärlicher Krautschicht selten und nie in offenem Gelände. Nach STEIN (1955) ist *A. agrarius* als tagaktives Tier besonders auf Deckung angewiesen, die in feuchteren Gebieten in zunehmendem Maße gegeben ist. Die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Habitatpräferenzen decken sich gut mit den Angaben der genannten Autoren: Auf der Fläche F1, die bis direkt an das Ufer der Aller reicht, trat *A. agrarius* als dominante Art auf und wurde hier fast ausschließlich im Uferbereich, seltener in der Randstruktur der Weide und nur als Einzelfang im Bereich des offenen Weidegeländes gefangen. Auf der eher trockenen Mähwiesenfläche F2 mit wenig Deckung und keinerlei Randstrukturen trat sie nur rezedent auf, auf der sehr feuchten Fläche F3 mit hoher Vegetation besonders auf der Sukzessionsfläche war sie als Hauptart vertreten. Auf der Fläche F4 konnte sie während der drei Monate dauernden Fangzeit als subdominante Art nachgewiesen werden, hingegen trat sie dominant auf der Fläche F5 auf, wo sie aber deutlich den Randbereich mit wenig Baumbestand vorzog. Daß *A. agrarius* den Wald meidet und dieser im Westen sogar eine Ausbreitungsbarriere darstellen kann, wird von PELZ (1980) angesprochen: *A. agrarius* ist auf hohe Sommertemperaturen bei gleichzeitig ausreichender Feuchte angewiesen, was ihr Fehlen in Wäldern dieser Regionen erklärt. Auch Wiesen werden nur zu Zeiten hoher Deckung möglichst rasch und eher selten überquert. Dies erklärt die vereinzelt Fänge dieser Art auf der Fläche F2.

A. agrarius zeigte in der vorliegenden Untersuchung ein stark saisonal geprägtes Vorkommen. Während sie auf der Fläche F3 zwar das ganze Jahr über anzutreffen war, wurde sie auf den übrigen Flächen verstärkt oder sogar ausnahmslos im Spätsommer und Herbst gefangen. Verschiedene Autoren begründen dieses Migrationsverhalten von *A. agrarius* in erster Linie mit dem unterschiedlichen und wechselnden Futterangebot. Nach BÖHME (1978a) nimmt sie neben pflanzlicher Kost aus vorwiegend Samen und Früchten auch tierische Beute in Form von Insektenimagines und deren Larven, Spinnen, Anneliden und Mollusken zu sich: ZEJDA (1967) erklärt die Bevorzugung feuchter Biotope mit der dort gegebenen kontinuierlichen Versorgung sowohl mit Samen als auch mit Insekten. Der regelmäßige Biotopwechsel von *A. agrarius* stimmte gut mit den Nahrungsbedürfnissen überein; auch schien die Nahrungsverfügbarkeit eher ausschlaggebend für die Habitatwahl zu sein als das Mikroklima. PELZ (1980) fand besonders während der Fortpflanzungszeit ein gehäuftes Auftreten von *A. agrarius* im Uferbereich, was auf den erhöhten Bedarf des Insektenanteils in der Nahrung besonders während der Reproduktion zurückzuführen ist. Bevorzugt werden auch Getreidefelder, in die *A. agrarius* ab Mai/Juni einwandert (PELZ 1980). Nach der Ernte werden wieder die Randbereiche aufgesucht. Auch in der vorliegenden Untersuchung ist davon auszugehen,

daß sich *A. agrarius* zu bestimmten Jahreszeiten jeweils in ihrem Optimalhabitat aufhielt. Ein Einwandern insbesondere in die bevorzugten Rand- und Uferbereiche der Untersuchungsgebiete nach der Erntezeit konnte bestätigt werden. Die extrem hohen Fangzahlen sind wahrscheinlich auf regional begrenzte Massenvermehrungen nach den Ernten zurückzuführen, wie es schon BÖHME & REICHSTEIN (1966) in Schleswig-Holstein feststellten.

Mit Ausnahme der Fläche F3, die nach den diskutierten Erkenntnissen als günstigstes untersuchtes Habitat anzusehen ist, wurde *A. agrarius* auch im Winter nicht registriert. Die Ursache hierfür liegt in dem häufig beobachteten Verhalten, in der kälteren Jahreszeit die Nähe menschlicher Siedlungen aufzusuchen; Überwinterungen im Freiland scheinen nur Ausnahmefälle zu sein (PELZ 1980), oft wurde *A. agrarius* in Schutz und Nahrung bietenden Gebäudeteilen wie Scheunen, Kellern und Dachböden beobachtet (PIECHOCKI 1966).

Innerhalb der einzelnen Untersuchungsflächen wurde für *A. agrarius* kein signifikanter Unterschied im Geschlechterverhältnis gefunden. Der mit einem höheren Weibchenanteil auf der Fläche F3 gefundene Unterschied im Vergleich zur Fläche F1 ist hauptsächlich auf den geringen Stichprobenumfang der Fläche F1 im Winter 1995/96 zurückzuführen. Jeweils im Herbst wurde auf allen Flächen ein erhöhter Männchenanteil registriert. In BÖHMES (1978a) Ausführungen über *A. agrarius* wird das Geschlechterverhältnis als etwa ausgeglichen mit saisonalen Schwankungen angegeben. Der in der vorliegenden Untersuchung im Herbst gefundene hohe Männchenanteil steht jedoch im Widerspruch zu seinen Angaben, auch PELIKAN (1965) fand in seinen Untersuchungen mit einem erhöhten Weibchenanteil im Herbst das Gegenteil. Die Ursachen bleiben allerdings ungeklärt; vielleicht ist der hohe Männchenanteil der vorliegenden Untersuchung auf eine aktivitätsbedingte höhere Fängigkeit der Männchen zurückzuführen. Ein Grund für erhöhte Aktivität könnte wiederum in der signifikant höheren Zahl sexuell aktiver Männchen zu finden sein, die in allen Gebieten in ähnlichen Verhältnissen nachgewiesen wurde. An dieser Stelle ist jedoch anzumerken, daß die Zahl sexuell aktiver Weibchen meist unterschätzt wird, da selbst für einen Geübten bei Lebendfängen die Zeichen der Reproduktivität nicht immer eindeutig festzustellen sind; bei Männchen fällt die Klassifizierung wesentlich leichter (LEIRS 1995).

Die Reproduktionszeit für *A. agrarius* lag hauptsächlich zwischen Juni und September, es wurden aber auch reproduktiv aktive Männchen im Mai auf der Fläche F1 und noch im Oktober aktive Weibchen auf der Fläche F3 nachgewiesen. Auf der Fläche F3, in dem *A. agrarius* das ganze Jahr über anzutreffen war, wurden Juvenile im Sommer 1996 schon im Juni gefangen, auf allen anderen Flächen und in dem Jahr nach der Überflutung traten

sie erst im August und September auf; die Wurftermine sind entsprechend etwa vier Wochen früher zu datieren. Nach BÖHME (1978a) besitzt *A. agrarius* mit einer Fortpflanzungsphase von nur sechs Monaten die kürzeste in der Gattung, die nach PELIKAN (1965) von April bis September andauert. Korreliert ist die kurze Fortpflanzungsphase jedoch mit der für alle europäischen *Apodemus*-Arten höchsten Wurfgröße von im Schnitt fünf bis sechs Jungtieren; Tragzeit und Wurfintervalle werden hierzu mit 18 bis 21 Tagen angegeben (BÖHME 1978a).

Die in dieser Untersuchung gefundenen Gewichtsdaten lagen auf allen Flächen bei etwa 19 g für die Männchen, für die Weibchen lagen sie bei 16,2 g auf der Fläche F1 bis 23,3 g auf der Fläche F5. Die zwischen den Gebieten signifikanten Gewichtsunterschiede der Weibchen ergaben sich aufgrund der Zahlen jüngerer Tiere. Der Gewichtswert wird in der Literatur allgemein mit 12 bis 25 g angegeben (DIETERLEN 1988), wobei PELZ (1980) eine Einteilung in Juvenile (<15 g), Subadulte (16 bis 22 g) und Adulte (> 23 g) vornimmt. Ein geschlechtsspezifischer Unterschied war nur auf der Fläche F1 mit schwereren Männchen nachweisbar, hingegen wird von BÖHME (1978a) ein Geschlechtsdimorphismus hinsichtlich größerer und schwererer Männchen angegeben.

A. agrarius ist zu einem großen Teil tagaktiv (STEIN 1955, LÜTERS 1966). In diesem Zusammenhang steht auch ihre Fähigkeit zur Sonnenkompaß-Orientierung, bei der es sich um das erste nachgewiesene Beispiel bei Säugetieren handelt (LÜTERS 1966). Gefangene Tiere zeigten konstante Schlafperioden zwischen 22.30 und 3.30 Uhr (LÜTERS 1966). In der vorliegenden Untersuchung wies *A. agrarius* eine Tagaktivität von 23,6 % auf, die sich im Sommer und Winter sowie zwischen den Geschlechtern nicht signifikant unterschied, aber zwischen den Fangperioden schwankte. Letzteres ist überwiegend auf einen zu geringen Stichprobenumfang zurückzuführen.

Die Tagaktivität, aufgrund derer Greife und Carnivoren zu ihren Feinden zählen, erfordert jedoch einen hohen Deckungsgrad. Mit ihrer geschützten Lebensweise bringt *A. agrarius* ebenso Anpassungen an das „Kriechen, Schleichen und Schlüpfen“ in Form der relativ kurzen Hinterfüße und des kürzeren Schwanzes im Vergleich zu anderen *Apodemus*-Arten mit (STEIN 1955).

A. agrarius war in der vorliegenden Untersuchung die Art mit den höchsten Mobilitätswerten: Auf den Flächen F1 und F3 legte sie über die Fangperioden gemittelte Maximaldistanzen von über 35 m zurück, auf der Fläche F5 von 40 bis 50 m, einmal sogar bis 60 m bei einem Männchen im Juni 1996. Im Vergleich hierzu fand PELZ (1980) für diese Art allerdings eine Maximaldistanz von 280 m zwischen zwei Fangpunkten. Mit dem hier verwendeten Gitter von 100 x 100 m wäre allerdings nur ein Maximalwert von

127,3 m überhaupt nachweisbar gewesen. PELZ (1980) stellte einen signifikanten geschlechtsspezifischen Unterschied fest, bei dem die Männchen besonders im Frühjahr zu Beginn der Fortpflanzungsphase größere Entfernungen zurücklegten als die Weibchen. Auch fand er eine jahreszeitliche Änderung des Aktivitätsschwerpunktes, der mit dem Umsiedeln der Populationen zum Winter hin sein Maximum fand. In der vorliegenden Untersuchung wurden für diese Art Verlagerungen der Aktivitätszentren von 6,3 bis 23,2 m zwischen zwei Fangperioden und bis zu 26,4 m innerhalb von drei Fangperioden gefunden.

Der Aktionsraum für *A. agrarius* wurde hier aufgrund der methodisch bedingten ungünstigen Fallenkonstellationen nicht berechnet, wird aber in der Literatur für Männchen mit 0,38 bis 1,53 ha und für Weibchen mit 0,13 bis 0,44 angegeben (PELZ 1980). PELZ (1980) fand eine Überlappung und eine häufige Verlagerung der Aktionsräume bei den Männchen, was ähnlich wie bei *Apodemus sylvaticus* auf ein kaum ausgeprägtes Revierverhalten hindeutet. In der vorliegenden Untersuchung wurden Tiere oft dicht beieinander oder in Mehrfachfängen erfaßt, was auf ein ausgeprägteres Sozialleben hinweist. ZEJDA (1967) beobachtete zudem ein engeres Zusammenleben der Tiere im Vergleich zu verwandten Arten. Diese gute Verträglichkeit und die Fähigkeit, in engeren Familienverbänden zusammenzuleben, wies auch PELZ (1980) durch Laborhaltungen nach. Aggressives Verhalten wird allerdings von Weibchen während der Jungenaufzucht beobachtet. In der vorliegenden Untersuchung konnten aggressive Verhaltensweisen nicht beobachtet werden: Es wurden auch niemals Bißwunden oder ähnliches bemerkt.

4.1.1.2 *Apodemus flavicollis*

Während *A. flavicollis* in Osteuropa und auf der Balkanhalbinsel auch offene Landschaften und Hecken besiedelt, wird sie für Westeuropa als stenöke Waldart beschrieben (NIETHAMMER 1978, SCHRÖPFER 1984a); Primärbiotope sind vor allem ältere und hohe Baumbestände, insbesondere Buchen- und Eichenwälder ohne oder mit spärlicher Krautschicht. Ihre Baue sind hier unter Baumstümpfen und Wurzeln hoher Bäume zu finden (LÖHRL 1938).

In der vorliegenden Untersuchung trat *A. flavicollis* auf den Flächen F1, F2 und F3 nur im Sommer und Herbst beider Jahre auf, wobei sie auf der ersten Fläche als subdominante, in den anderen Gebieten nur als rezedente Art in die Gesamtdominanz einging. Alle drei Flächen entsprechen als Wiesengebiete in keinem Fall ihrem Optimalhabitat, die Gebiete befanden sich jedoch in unmittelbarer Waldnähe. Teilweise handelte es sich bei diesen

Waldgebieten nur um Kleinbiotope, in einem Fall um einen *Quercus robur*-*Alnus glutinosa*-*Sorbus aucuparia*-Wald, andere wiesen größtenteils Buchenbestände mit einer jeweils mittelmäßigen Ausprägung der Krautschicht auf. Doch fand schon WEILE (1994), daß *A. flavicollis* auch außerhalb geschlossener Waldgebiete in Kleinbiotopen wie z. B. auch Hegebüschten vorkommt. Daß diese Art gerade im Sommer und Herbst auf den Flächen mit geringerer Deckung anzutreffen war, ist sicher auf die von SCHRÖPFER (1984a) beschriebene Wanderfreudigkeit zurückzuführen; bei WEILE (1994) überwandene Tiere schon im Sommer weitere Strecken und wechselten zwischen den Hegebüschten. Bei den in der vorliegenden Untersuchung gefangenen Tieren handelte es sich wahrscheinlich um Durchzügler; so wurden Individuen auch selten mehr als einmal pro Fangperiode erfaßt.

Auf der Fläche F4, auf der nur im Frühjahr 1996 gefangen wurde, war *A. flavicollis* als rezedente Art vertreten. Hier wurde sie ausschließlich auf der Ausweichfläche gefangen, die höher und trockener lag als das Schilfgebiet und mit Büschen und Bäumen als Randstrukturen bepflanzt war. Die Fangzahlen von 0,48 Ind/100FE waren entsprechend der nicht optimalen Ausprägung des Habitats gering. Die Fläche F5, ein *Populus nigra* *hyb.*-Forst mit *Alnus glutinosa*-Unterpflanzung, bot *A. flavicollis* schon eher einen geeigneten Lebensraum. Das Auftreten benachbarter *Quercus robur*-*Betula pubescens*-Waldabschnitte und der zum Waldrand lichter werdenden Krautschicht war ausschlaggebend für ein immerhin dominantes und beständiges Vorkommen der Art auf dieser Fläche. Die Betrachtung der Dispersion und die geklumpfte Verteilung in allen Fangmonaten läßt eine deutliche Bevorzugung des Randbereiches zum Wald hin erkennen, wohingegen die Röhrlichtzonen gemieden wurden.

Die Nahrung von *A. flavicollis* besteht vorwiegend aus Baumsamen und Früchten, sie nutzt jedoch auch tierische Kost unter Bevorzugung verschiedener Arthropoden (NIETHAMMER 1978). Nach ABT (1992) wandert sie im Sommer in die umliegenden Felder, um Karyopsen von Wildgräsern und Getreide als Nahrung aufzusuchen. Letzteres ist sicherlich ein Grund für die vermehrten Fänge zu dieser Jahreszeit auch auf den Flächen, auf denen sie in anderen Monaten nicht anzutreffen war.

Die Abundanz von *A. flavicollis* wies in der vorliegenden Untersuchung zum Winter hin die geringsten Werte auf, wogegen im jeweiligen Herbst auf der Fläche F5 ein Maximum zu verzeichnen war. Abgesehen von einer saisonalen Jahresrhythmik fanden STUBBE & STUBBE (1991) eine variierende Abundanz über die Untersuchungsjahre. Sie konnten jedoch keine Zyklizität im Massenwechsel bestätigen; eine Fruktifikation der Eiche galt nicht in jedem Falle als Donator für Gradationen. Im Gegensatz hierzu schloß WENDLAND (1975) aus Eulengewöllen auf eine dreijährige zyklische Bestandsschwankung.

NIETHAMMER (1978) berichtet von höchsten Dichten von 15,7 Ind/ha im Herbst in Eichen-Birken-Mischwäldern, was einem Vielfachen der hier gefundenen Werte entspricht.

Die in der vorliegenden Untersuchung ab Mai 1996 gefangenen Tiere waren teilweise schon sexuell aktiv, im Oktober wurden jedoch keine sexuell aktiven Tiere mehr erfaßt. Die erst ab Juli bis September des nächsten Jahres gefangenen Exemplare befanden sich fast alle in der Reproduktionsphase, mit geringeren Anteilen im September. Diese Ergebnisse stimmen in etwa mit der von STUBBE & STUBBE (1991) gefundenen Fortpflanzungsperiode von meistens fünf Monaten überein. Nach NIETHAMMER (1978) wird die Fortpflanzung im Winter unterbrochen, setzt aber im Februar wieder ein; erste gravide im Frühjahr desselben Jahres geborene Weibchen treten bereits im Mai auf. Das Auftreten Juveniler wurde in der vorliegenden Untersuchung erst im Oktober des Jahres 1996 und im August des nächsten Jahres beobachtet, auch anhand des Gewichtes als Subadulte zu zählende überwogen erst ab September.

Die auf den Flächen gefundene Männchenrate von 50 bis 60 % weist auf einen leichten Männchenüberschuß hin. Vergleichbare Ergebnisse im Geschlechterverhältnis registrierten auch andere Autoren (PELIKAN 1966, SCHMIDT 1975, WEILE 1994). Schmidt (1975) führte dies auf die erhöhte Beweglichkeit der Männchen, besonders während der Fortpflanzungszeit, zurück. Ebenso fanden STUBBE & STUBBE (1991) einen leicht erhöhten Männchenanteil, wobei sich im Herbst jeweils ein leichter Überschuß an Weibchen abzeichnete, der auch in der vorliegenden Untersuchung im Herbst 1996 zu beobachten war.

Mit einem Durchschnittsgewicht von 25,9 g für die Männchen und 23 g für die Weibchen wurde hier kein signifikanter geschlechtsspezifischer Unterschied festgestellt. NIETHAMMER (1978) beschreibt für *A. flavicollis* jedoch einen Sexualdimorphismus mit größeren Männchen.

Die schon von LÖHRL (1938) als reines Nachttier bezeichnete *A. flavicollis* war auch in der vorliegenden Untersuchung fast zu 100 % nachtaktiv. Die von LÖHRL (1938) untersuchten Tiere waren niemals vor Ende der Dämmerung aktiv mit einem zweiten Aktivitätspeak in den frühen Morgenstunden, während GELMROTH (1969) nur einen Aktivitätsgipfel etwa ein bis zwei Stunden nach Beginn der Dunkelheit fand; er wies ein Verhältnis von Tag- zu Nachtaktivität von 3:1 nach. Nach SCHWARZENBERGER (1992) ist *A. flavicollis* zur reinen Nachtaktivität in der Lage, da ihre Nahrung (Samen, Früchte, Arthropoden) besonders energiereich ist und sie daher tagsüber zur Zeit höheren Prädationsdrucks im Versteck verweilen kann. Auch nach HUGO (1986) ist der Prädationsdruck bei nächtlicher Aktivität geringer; hauptsächlich kommen nächtliche Beutegreifer wie Eulen, z. B. *Asio otus*, als

Räuber in Frage, die ihre Beute am Boden schlagen. Durch Springen versucht *A. flavicollis* der Gefahr zu entkommen, wobei auch strukturärmere Bereiche und zum Teil große Strecken zurückgelegt werden (HUGO 1986). Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit eines Fanges auch an weniger geeigneten Plätzen, was in der vorliegenden Untersuchung die Ursache für Fänge an Orten sein kann, an denen ihr Auftreten eher unwahrscheinlich ist.

Der Aktionsraum wird bei RADDA (1969) mit 2,2 ha für Männchen und 1,0 ha für Weibchen angegeben und bei SCHWARZENBERGER (1992) mit 1,5 ha für die Männchen und 0,7 ha für die Weibchen, hingegen KUCERA (1970) nur einen Aktionsraum von 0,3 bis 0,79 ha fand. NIETHAMMER (1987) beschreibt als größte Distanzen zwischen zwei Fangpunkten 198 m bei Männchen und 138 m bei Weibchen; in der vorliegenden Untersuchung wurden nur höchstens 46 m nachgewiesen, was darauf zurückzuführen sein kann, daß *A. flavicollis* meist schon in der Nähe ihrer Verstecke gefangen wurde, wie schon ZEYDA & PELIKAN (1969) argumentierten. Insgesamt gilt *A. flavicollis* im Vergleich zu anderen heimischen Murinen und Arvicolinen als mobilste Art.

Die wenigen Mehrfachfänge in der vorliegenden Untersuchung weisen schon auf das wenig ausgeprägte soziale Verhalten von *A. flavicollis* hin. Doppelfangversuche von KALINOWSKA (1971) ergaben, daß *A. flavicollis* eher in leere oder mit *C. glareolus* besetzte Fallen geht als in Fallen mit Individuen der gleichen Art, was die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung bestätigen. NIETHAMMER (1978) beschreibt die häufig aggressiven Begegnungen im Freiland. SCHWARZENBERGER (1992) fand Hinweise für ein territoriales Sozialsystem, bei dem besonders die sexuell aktiven Weibchen ein Territorium verteidigen.

4.1.1.3 *Clethrionomys glareolus*

C. glareolus ist in Europa außer in Wäldern auch in Gebüsch, an Sumpfrändern und in Hecken zu finden (VIRO & NIETHAMMER 1982). In Wäldern werden die Ränder und Lichtungen vorgezogen, auch eine gut entwickelte Strauchschicht und eine gewisse Bodenfeuchte sind Voraussetzung für ihr Vorkommen. Es werden hier neben tief im Boden liegenden Nestern weitläufige Gangsysteme unterirdisch und unter Laubschichten angelegt.

Nach DÖHLE et al. (1991) erreicht *C. glareolus* in Auwäldern, bedingt durch deren enormen Nahrungs- und Struktureichtum, ihre größten Wurfgrößen. Auwaldähnlichen Charakter mit einer nach dem Winter länger anhaltenden Bodenfeuchte hatte auch die Fläche F5 in der vorliegenden Untersuchung, auf der *C. glareolus* als dominante Art

vorkam. Die gut ausgebildete Strauchschicht zum Waldrand hin, die bei der Betrachtung der Raumnutzung deutlich bevorzugt wurde, bot ihr neben ausreichendem Futterangebot ein optimales Habitat. Die starke ganzjährige Klumpung dieser Art muß jedoch nicht zwingend auf die Inhomogenität der Fläche zurückzuführen sein, da auch CHELKOWSKA et al. (1985) in einem homogenen Gebiete einen hohen Grad der Klumpung bei *C. glareolus* feststellten und die Tiere mehrmals an denselben Stellen fingen, wie es auch hier der Fall war.

Dem Nahrungsspektrum entsprechend werden von der als Wurzel- und Blattfresser bekannten *C. glareolus* im Frühjahr am häufigsten grüne Pflanzenteile genommen, im Sommer und während der Fortpflanzungszeit auch Insekten und im Herbst Samen und Beeren. Besonders letztere waren auf der Fläche F5 ausreichend vorhanden.

Auf der Fläche F1 wurde *C. glareolus* nur in einem Monat im Ufergebüsch erfaßt und war hier insgesamt als rezedent einzustufen, während sie in dem reinen Wiesengebiet F3 erwartungsgemäß gar nicht gefunden wurde. Auf der Fläche F4 boten ihr die Randstrukturen des Schilfgebietes, das sie nach LÖHRL (1938) ebenso als Lebensraum nutzt, und das dichte Gebüsch des höhergelegenen Bereiches ausreichende Bedingungen, so daß sie hier als subdominante Art in Erscheinung trat.

Auf der Fläche F5, das *C. glareolus* von allen Untersuchungsflächen das beste Habitat bot, kam sie in allen Fangperioden als dominante oder sogar eudominante Art vor mit maximal jeweils im Herbst erreichten Zahlen von 1,4 Ind/100FE. Hiermit trat sie in beiden Jahren mit etwa gleichen Abundanzen auf. Langzeitstudien von STUBBE & STUBBE (1991) im Hakel, einem Laubmischwald am Rand der Magdeburger Börde, wiesen ebenso in 50 % ihrer Untersuchungsjahre Populationsoptima im August nach, mit einem Maximum von einmal 98 Ind/ha. Eine eindeutige Periodizität konnten sie für *C. glareolus* nicht nachweisen. Ebenso wenig fand WENDLAND (1982) zyklische Bestandschwankungen für *C. glareolus* bei Untersuchungen in Berlin. Nach NIETHAMMER & VIRO (1982) fehlen in Mitteleuropa meist Zyklen in der Dichteschwankung, treten aber beispielsweise in Fennoskandien mit Periodenlängen von 3-4 Jahren in Erscheinung; für Buchen- und Mischwälder beschreiben sie Dichten von 6-12 Ind/ha. GLIWICZ (1989) fand Dichtemaxima schon im Juli und betont, daß Populationswachstum in optimalen, suboptimalen und Inselhabitaten recht unterschiedlich sein kann.

In der vorliegenden Untersuchung wurde insgesamt eine Männchenrate von 61,5 % gefunden. Bei der Betrachtung der einzelnen Fangperioden überwogen dennoch meist deutlich die Weibchenzahlen, aber da es sich in vielen Fangmonaten um dieselben Individuen handelte, war der Weibchenanteil über den gesamten Untersuchungszeitraum

geringer. Einen höheren Männchenanteil beschreiben auch NIETHAMMER & VIRO (1982): Während das Geschlechterverhältnis bei *C. glareolus* bei der Geburt noch ausgeglichen ist, nimmt mit der Zeit der Weibchenanteil ab. Der von STUBBE & STUBBE (1991) im HakeI gefundene Männchenanteil war mit 53,5 % nur sehr leicht erhöht; sie fanden eine Korrelation der Sexilität in Bezug zur Abundanz mit steigenden Männchenanteilen bei zunehmender Dichte. BUJALSKA & JANION (1981) fanden hingegen einen Anstieg der Weibchenzahlen bei besonders gutem Nahrungsangebot, da unter diesen Umständen kleinere Aktionsräume genutzt werden.

Die Reproduktionszeit kann bei *C. glareolus* nur für das Überschwemmungsjahr 1997 betrachtet werden, da auf der Fläche F5 erst ab September 1996 gefangen wurde, als schon kein Tier mehr sexuell aktiv war. Im Jahr 1997 wurden von Mai bis September sexuell aktive Individuen erfaßt, trächtige Weibchen traten hierbei nur im Mai auf. Die ersten Jungtiere gingen erst im Juli in die Falle, wodurch der Reproduktionsbeginn entsprechend 4 bis 8 Wochen früher angenommen werden kann. Nach NIETHAMMER & VIRO (1982) kann die Fortpflanzungsperiode von Februar bis Oktober andauern und bei günstigen Bedingungen sogar Wintervermehrung auftreten; der wichtigste Faktor, der den Eintritt der sexuellen Aktivität steuert, scheint aber die Fotoperiode zu sein. In der Langzeitstudie von STUBBE & STUBBE (1991) war *C. glareolus* im Zeitraum von April bis September gewöhnlich 5, selten sogar 6 Monate sexuell aktiv. Ohne den Einfluß der Überflutung wäre in der vorliegenden Untersuchung der Reproduktionsbeginn vielleicht ebenso zu einem früheren Termin aufgetreten.

Mit einem Durchschnittsgewicht von 24,3 g bei den Männchen und 20,4 g bei den Weibchen waren die Männchen im Untersuchungsgebiet F5 signifikant schwerer als die Weibchen. Die im Sommer 1997 gefangenen adulten Tiere wiesen höhere Gewichte auf als die vom Herbst und Winter, was sowohl durch ein höheres Gewicht der Weibchen zustande kam, aber auch mit der Reduzierung der Körpermasse zum Winter hin zu begründen ist (KLAUS et al. 1988). Ähnliche Ergebnisse werden bei NIETHAMMER & VIRO (1982) beschrieben: Bei einem insgesamt von 12 bis 40 g beschriebenen Gewicht wird ein Geschlechtsdimorphismus als kaum vorhanden bezeichnet, bei dem die Männchen insignifikant schwerer sind; zu Beginn der Fortpflanzungszeit überwiegt allerdings das Gewicht der Weibchen. Nach SCHWARZ et al. (1964) haben Frühjahrstiere einen durch besseres Nahrungsangebot bedingten intensiveren Stoffwechsel und somit ein höheres Gewicht als Herbsttiere.

C. glareolus war mit etwa 25 % zu einem geringerem Teil auch tagaktiv, wobei weder geschlechtsspezifische noch jahreszeitlich variierende signifikante Unterschiede gefunden wurden. Dieses Ergebnis wird in vielen anderen Untersuchungen belegt: LÖHRL (1938) traf

einzelne Tiere über den ganzen Tag verteilt außerhalb des Nestes an, wobei die höchste Aktivitätszeit in der Dämmerungsphase lag; NIETHAMMER & VIRO (1982) beschreiben *C. glareolus* als „zu einem guten Teil tagaktiv“ mit einer zunehmenden Tagaktivität bei Auftreten der streng nachtaktiven *A. flavicollis*. Letzteres wiesen auch SCHARFE & SCHLUND (1992) nach (vergl. Kap. 4.1.3). Nach PALISSA (1991) unterliegt das Aktivitätsverhalten von *C. glareolus* im Jahresverlauf keinem starren Schema, sondern ist den Lebensbedürfnissen und den aktuellen Gegebenheiten ihrer Umwelt angepaßt. Bezüglich der Feinde ergibt sich durch die Tag- und Nachtaktivität ein breites Spektrum: Vor allem durch waldbewohnende Greifvögel, aber auch durch Carnivoren wie *Martes martes* und *Martes foina* ist *C. glareolus* gefährdet.

Die in der vorliegenden Untersuchung für *C. glareolus* gefundenen Mobilitätswerte fallen durch die enge Bindung an Teilstrukturen der Fläche F5 und durch die methodisch bedingte Begrenzung des Fallenrasters sicherlich geringer aus, als sie es tatsächlich sind. Es wurden im Dezember 1996 maximale Distanzen zwischen zwei Fangpunkten von 52 m bei einem Durchschnittswert von insgesamt 27 m gefunden. Aktivitätszentren wurden bis zu maximal 50 m verlagert. NIETHAMMER & VIRO (1982) beschreiben längste Distanzen von 110-115 m, es kommen aber auch Wanderungen von bis zu 300 m vor; die Aktionsraumgröße wechselt mit der Jahreszeit, der Dichte, dem Nahrungsangebot, dem Alter und dem Geschlecht: Bei Männchen ist sie größer als bei Weibchen und bei geringerer Dichte größer als bei hoher. ANDRZEJEWSKI & MAZURKIEWICZ (1976) wiesen bei zusätzlicher Fütterung kleinere aber konstantere Aktionsräume als bei normalen Futterangebot nach; entsprechend waren die Aktionsräume im Frühjahr größer als im Herbst und bei Folgegenerationen kleiner als bei früheren Generationen. Große Variationen in der Aktionsraumgröße von *C. glareolus* in europäischen Laubmischwäldern verdeutlichen auch die Ergebnisse von RADDA (1968) mit 0,5 ha bei sexuell aktiven Männchen und von ZEJDA & PELIKAN (1969) mit 0,07 ha (Weibchen) bis 0,08 ha (Männchen).

Hinweise auf die Art sozialer Beziehungen ergeben sich bei der Betrachtung der Mehrfach- und Nacheinanderfänge. Bei *C. glareolus* waren 8 % aller Ugglanfänge Mehrfachfänge, wobei nur Doppelfänge vorkamen. Von allen Arten am häufigsten wurden aber mit über 20 % aller Fänge Nacheinanderfänge von adulten Tieren innerhalb einer Fangperiode beobachtet, bei denen alle Geschlechterkombinationen mit einem auffällig höheren Anteil an einer Weibchen-Weibchen-Kombination auftraten. Es wurden auch oft verschiedene Weibchen in benachbarten Fallen gefangen, was auf eine geringe Abgrenzung der Weibchen untereinander hinweist. Bei Doppelfangversuchen von KALINOWSKA (1971) bevorzugten die Tiere Fallen, in denen schon Artgenossen gefangen waren. NIETHAMMER & VIRO (1982) beschreiben die Bevorzugung von Artgenossen gleichen Alters, wobei sich

verschiedene Geschlechter hierbei eher zusammenfinden; Bißverletzungen unter sexuell aktiven Männchen weisen auf Aggressivität hin, was jedoch in der vorliegenden Untersuchung nicht registriert werden konnte. Bei LÖHRL (1938) zeigten sich Labortiere außerhalb der Fortpflanzungszeit gesellig; im Herbst fingen sich im Freiland öfters mehrere Tiere an einem Bau, im Frühjahr häufig ein Pärchen. BUJALSKA (1973) registrierte territoriales Verhalten der Weibchen während der Fortpflanzungszeit. Nach BUJALSKA & GRÜM (1989) ist der soziale Status ausschließlich von Interaktionen mit dem nächsten Nachbarn abhängig und bleibt sozusagen ein „lokales“ Problem.

In der vorliegenden Untersuchung wurden zwei Exemplare von *C. glareolus* mit einer Farbabweichung registriert, für die eine genetisch bedingte Färbung anzunehmen ist. Ein Tier besaß eine größere, schwarze Zeichnung im hinteren Rückenbereich. Ein weiteres Weibchen war vollkommen schwarz mit einer normalfarbenen Bauchzeichnung. In der DDR waren Fänge von Farbmutanten häufiger zu beobachten: Auch SCHMIDT (1980) fand Farbabweichungen bei *C. glareolus*; er fing zwei Tiere der Mutante „schwarzloh“ (Oberseite schwarz, Unterseite in verschiedenen Ausprägungen), was damals dem 10. Fundort für diese Mutante in der DDR entsprach. Als Ursache für das häufige Auftreten dunklerer Tiere, die zum Hinterende hin häufig völlig schwarz waren, zieht er klimatische Besonderheiten in Betracht und zweifelt eine genetisch bedingte Färbung an. Im Kreis Beeskow fing er weitere fünf erdmausfarbene Mutanten und bei Görlitz ein zimtfarbenes Tier. STUBBE & DÖHLE (1978) fingen weiße und rosa gefärbte Tiere und Exemplare mit weißen Kinnflecken. NIETHAMMER & VIRO (1982) beschreiben weitere farbmutierte Funde in Norwegen, Koblenz und im Schwarzwald.

4.1.1.4 *Microtus agrestis*

Die hygrophile *M. agrestis* kommt überall dort vor, wo ihr günstige Umgebungsbedingungen wie Nahrung und Deckung geboten werden (KULICKE 1952). Nach KRAPP & NIETHAMMER (1982) bewohnt sie feuchte und krautige Stellen wie Sümpfe, Moore und Bachränder sowie auch vergraste Forstkulturen und feuchtere, nicht beweidete Wiesen. Die beschriebenen Habitatpräferenzen spiegeln sich in den hier gefundenen Ergebnissen wider. Während *M. agrestis* auf den trockeneren, eher für *M. arvalis* typischen Flächen F1 und F2 nur als subdominante Art in Erscheinung trat, war sie auf den übrigen als dominant einzustufen. Neben der hohen Feuchtigkeit der Flächen F3, F4 und F5 scheint der hohe Deckungsgrad durch Röhrichte und Seggenbestände für das dominante oder eudominante Vorkommen ausschlaggebend gewesen zu sein. Dichten Pflanzenwuchs sehen auch FRANK & ZIMMERMANN (1956) als wichtigste Bedingung für ihr Vorkommen an. HANSSON (1977) bezeichnet *M. agrestis* als unspezialisierten

Opportunisten, der in ausreichender Deckung von 80 bis 90 % an Kräutern und Gräsern lebt und hohe Dichten in Seggen und hohen Stauden erreicht. Die Untersuchung der Raumnutzung ergab in der vorliegenden Untersuchung eine über alle Standorte der Flächen gleichmäßige und nicht geklumpfte Verteilung in fast allen Fangmonaten, was Präferenzen bestimmter Strukturen innerhalb der Flächen ausschließt.

Neben den genannten Faktoren war offenbar auch das Nahrungsangebot auf den Untersuchungsflächen ausreichend. Nach KRAPP & NIETHAMMER (1982) lebt *M. agrestis* vor allem von Stengeln und Blättern von Gräsern; auch Moose und Binsen gehören zu ihrem Nahrungsspektrum, wobei gutverdauliche Gräser bevorzugt werden.

Die Baue von *M. agrestis* bestehen an trockeneren Standorten aus unterirdischen Gängen mit oberirdischen Pfaden, in feuchteren Gebieten legen die Tiere jedoch auch kugelige Nester aus Grashalmen oberirdisch z. B. unter Wurzeln an (KRATOCHVIL et al. 1956), wie es auch in der vorliegenden Untersuchung gefunden werden konnte.

M. agrestis erreicht Dichten von bis zu 300 Ind/ha, wie es MYLLYMÄKI (1977a) bei Untersuchungen in Finnland fand; BÄUMLER (1979) registrierte in Deutschland bis zu 100 Ind/ha. Verglichen mit diesen Werten wurden in der vorliegenden Untersuchung geringe Dichten für *M. agrestis* registriert: Maximal 6 Ind/100FE, entsprechend 42 Ind/ha, wurden auf der Fläche F3 im Dezember 1995 und im Winter auf der Fläche F4 gefunden, meist waren die Abundanzen deutlich geringer. Insgesamt wurden die höchsten Dichten im Winter des ersten Fangjahres, im Juni 1996 und in den Herbstmonaten 1997 erreicht. Hohe Individuenzahlen zu früher Zeit im ersten Fangjahr sind auf den milderen Winter mit mehr überlebenden Individuen zurückzuführen; normalerweise steigt die Dichte vom Frühjahr bis zum Herbst hin an und sinkt dann bis zum kommenden Frühjahr (KRAPP & NIETHAMMER 1982). Ein Hinweis auf den für *M. agrestis* bekannten mehrjährigen Dichtezyklus wurde in der vorliegenden Untersuchung nicht gefunden. CHITTY (1955) erwähnt Populationszyklen mit einer Dauer von vier Jahren.

Bei der Untersuchung des Geschlechterverhältnisses wurden hier unterschiedliche Ergebnisse erzielt: Während auf der Fläche F5 der Anteil der Weibchen mit 55 % besonders in den Herbstmonaten überwog, wurden in allen anderen Gebieten höhere Männchen- als Weibchenzahlen registriert. Die hohen Weibchenzahlen auf der Fläche F5, besonders im Herbst, entsprechen den Werten der Literatur. Es ist bekannt, daß Männchen ab den Sommermonaten zunehmend sterben oder abwandern und somit ein bis zu fünffacher Weibchenüberschuß entstehen kann; die dadurch gleichzeitig hohe Migrationsrate der Männchen kann in anderen Gebieten zu höheren Männchenzahlen führen (MYLLYMÄKI 1977a,b). Dies kann auch in der vorliegenden Untersuchung die

Ursache für die gefundenen Männchen- und Weibchenanteile gewesen sein, da auch die Individuen vorwiegend nur als Besucher eingestuft werden konnten. Hierbei ist auch ein Einfluß der Überflutungen anzunehmen.

Die von KULICKE (1956) für die DDR und von MYLLYMÄKI (1977a) für Finnland angegebene Fortpflanzungszeit für *M. agrestis* von März bis Oktober konnte auch hier nachgewiesen werden, obgleich Beginn und Ende der Reproduktionszeit auf den Flächen und Fangjahren leicht variierten. Abweichungen brachte insbesondere das Überschwemmungsjahr mit sich, in dem sexuell aktive Tiere auf der Fläche F3 erst ab Juni, auf der Fläche F5 schon ab März gefangen wurden, wobei allerdings gravide Weibchen in beiden Gebieten gleichzeitig auftraten. Auch juvenile Tiere wurden in beiden Untersuchungsjahren im Juni erfaßt, was auf eine spätestens im April beginnende Fortpflanzungszeit zurückschließen läßt. Ausschlaggebend für die Dauer der Fortpflanzungszeit ist bei *M. agrestis* nach GRASSE (1955) und CHURCHFIELD et al. (1995) die Sonneneinstrahlung, die mindestens 100 Stunden im Monat betragen muß.

Mit 25 bis 32 g lagen die Gewichte für *M. agrestis* in der vorliegenden Untersuchung leicht über den von KULICKE (1952) zwischen 20 und 30 g registrierten Gewichten. Gewichtsunterschiede können nach BÄUMLER (1979) auch auf Habitatunterschiede zurückzuführen sein, wobei er die höchsten Gewichtszunahmen bei Bodenwassergehalten von 50 % aufnahm. Auf den Flächen F3 und F5 wurde in dieser Untersuchung mit etwas schwereren Männchen ein geringer, jedoch nicht signifikanter geschlechtsspezifischer Gewichtsunterschied gefunden. Auch GEBECZYNSKA (1964) konnte bei Laborversuchen keinen signifikanten Unterschied nachweisen, hingegen weisen sowohl REICHSTEIN (1958/59) als auch KRAPP & NIETHAMMER (1982) auf einen Geschlechtsdimorphismus mit deutlich größeren und schwereren Männchen hin. Insgesamt größere Tiere fanden jene Autoren auch bei Laborversuchen im Vergleich zum Freiland, da dort im Winter das Wachstum aussetzt. Nach BÄUMLER (1979) kann das Gewicht im Winter sogar zurückgehen; so wurden auch bei der vorliegenden Untersuchung im Winter wesentlich leichtere Tiere gefunden als im Sommer. BÄUMLER (1979) fand eine mit der Temperatur positiv korrelierte Wachstumsgeschwindigkeit, für die er eine kausale Verknüpfung über das Nahrungsangebot annimmt.

Für *M. agrestis* wurde hier eine hohe, fast 50 %ige Tagaktivität nachgewiesen. Hierbei war kein signifikanter Unterschied in der Aktivität zwischen Sommer und Winter festzustellen. BÄUMLER (1975) konnte einen gewissen jahreszeitlichen Aktivitätsunterschied finden: Im Sommer waren die Tiere mehr nacht-, im Winter eher tagaktiv. Dem hohen Anteil an Tagaktivität entsprechend sind unter den Prädatoren neben Eulen auch tagaktive Greifvögel zu nennen.

Aufgrund der geringen Anzahl über mehrere Fangperioden und Fangplätze erfaßter Individuen konnte nur für ein einziges Tier eine Verschiebung des Aktivitätszentrums gefunden werden, die 17 m betrug. Maximale Distanzen zwischen den Fangpunkten waren 60 m mit einem Median von 47,4 m über alle Fangperioden, womit für *M. agrestis* im Vergleich zu den anderen untersuchten Arten die höchsten Mobilitätswerte nachgewiesen wurden. Mit einem Wert für den Aktionsraum von 400 bis 800 m² bei den Männchen und 200 bis 400 m² bei den Weibchen ist die Aktionsraumgröße nach KRAPP & NIETHAMMER (1982) allerdings kleiner als bei einigen der anderen Arten. Bei dem Aktionsraum ist nach REICHSTEIN (1959) im weiteren zwischen den Zeiten außerhalb der Fortpflanzungszeit, für die er bei beiden Geschlechtern etwa eine Größe von 500 m² registrierte, und innerhalb der Fortpflanzungszeit, bei der die Männchen ihren Aktionsraum um das zwei- bis dreifache vergrößern, zu unterscheiden. Sowohl Männchen als auch Weibchen scheinen laut MYLLYMÄKI (1977b) während der Fortpflanzungszeit feste Aktionsräume zu besitzen, wobei nur die Männchen Territorien verteidigen; saisonale Änderungen zeigen ihm zufolge Parallelitäten mit dem Nahrungsangebot. Außerhalb der Fortpflanzungszeit überlappen sich die Aktionsräume, besonders bei hohen Dichten, beträchtlich (ERLINGE et al. 1990).

ERLINGE et al. (1990) fanden trotz der hohen Aktionsraumüberlappungen keine Anzeichen von Gruppenstrukturen oder geklumptem Auftreten. Dies bestätigen auch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung: Der geringe Prozentsatz an Mehrfach- und Nacheinanderfängen in derselben Falle weist schon auf eine gewisse Vermeidung hin, die auch DIENSKE (1979) beschreibt. Nach CLARKE (1956) fügen sich Männchen auch schwere Bißwunden zu, die hier jedoch nicht beobachtet werden konnten. Der Zustand der gefangenen Individuen wies zu keiner Zeit auf antagonistisches Verhalten hin.

4.1.1.5 *Microtus arvalis*

Das Primärbiotop von *M. arvalis* ist nach STEIN (1952) offenes, wenig feuchtes Grasland mit nicht zu hoher Vegetation, als Sekundärbiotop ist entsprechendes Kulturland anzusehen: Ursprüngliche Lebensräume von *M. arvalis* sind Ödländereien, grasige Heideflächen, Brachen, Trockenwiesen, Graben- und Wegränder, aber auch auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen wie Weiden, Luzerne- und Getreidefeldern und in Gärten ist sie anzutreffen; in geschlossenem Wald, auf Mooren, Sumpfwiesen und in Felsen fehlt sie. Nach SCHRÖPFER & HILDENHAGEN (1984c) besiedelt sie alle kurzgrasigen Flächen, wenn diese nur genügend Nahrung bieten.

In der vorliegenden Untersuchung wurde *M. arvalis* ebenso nur auf den trockeneren Flächen gefangen, die eine nicht zu hohe Vegetation ausgebildet hatten. Die Weide auf der

Fläche F1 war mit Gängen und Löchern von *M. arvalis* übersät, in den wenigen Monaten ihres Vorkommens war sie hier eudominant. Bevorzugt ging sie hier allerdings in die Fallen der Randstrukturen, die im Vergleich zu der sehr stark beweideten Hauptfläche mehr Deckung boten. Besonders deutlich wird die vorrangige Nutzung der Randstrukturen bei der Betrachtung der Dispersion; *M. arvalis* trat hier auch über alle Fangwochen geklumpt auf. Auf der Fläche F2 stellte sie im ersten Fangwinter eine eudominante Art dar, auch auf dieser Fläche zog sie die etwas dichter bewachsene Teilfläche der abgemähten vor (vergl. Abb. 3.14 c). Viele Gänge und Löcher wiesen auf eine starke Nutzung dieser Fläche hin. Ähnlichen Lebensraum fand *M. arvalis* auf der Fläche F4 im Randbereich des Schilfgebietes mit kurzer Vegetation, wo sie als subdominant einzustufen war. Daß *M. arvalis* gerade im Winter auf diesen Flächen anzutreffen war, ist mit Ergebnissen von PELIKAN (1955) vergleichbar, der ihre Überwinterung besonders auf Weiden, Brachland und in Rainen registrierte. In den viel zu feuchten und hochbewachsenen Gebieten F3 und F5 fehlte *M. arvalis* erwartungsgemäß.

Ausschlaggebend für die Wahl des Habitates ist bei *M. arvalis* besonders die Vorliebe für trockene, warme und besonnte Lagen (STEIN 1952), was beispielsweise dichteres Gebüsch und Wald ausschließt; weiter spielt das Lichtbedürfnis eine entscheidende Rolle für die Bevorzugung offener Räume. Voraussetzung für ihr Vorkommen ist natürlich auch ein geeignetes Nahrungsangebot, das auf den von ihr besiedelten Untersuchungsflächen gegeben war: In erster Linie frißt *M. arvalis* grüne Teile von Gräsern und Dikotylen, sie ernährt sich aber auch von unterirdischen Pflanzenteilen, im Herbst besonders von Samen, und im Sommer entfallen etwa 20 % auf tierische Kost wie Arthropoden (NIETHAMMER & KRAPP 1978). Vom Spätsommer bis zum Frühjahr werden auch Vorratskammern gefüllt, die in ihren weit verzweigten, oberirdisch durch Wechsel verbundenen Gangsystemen zu finden sind.

STEIN (1955) mißt die ökologischen Ansprüche von *M. arvalis* an der Bestandsdichte; nach ihm ist die Bestandsreduzierung im Winter mit dem vorhandenen Futterangebot korreliert. In der vorliegenden Untersuchung war allerdings eine besonders hohe Dichte im Winter 1995/96 zu verzeichnen: Mit bis zu 9,3 Ind/100FE auf der Fläche F2 wurde im Januar die höchste Individuenanzahl für alle Flächen im gesamten Untersuchungszeitraum gefunden. Fläche F2 wies mit bis zu 6 Ind/100FE in diesem Winter die höchsten Zahlen dieser Fläche auf. Da die Werte vom Sommer und Herbst des Vorjahres fehlen, läßt sich über die Dichtetendenz keine Aussage machen, es ist aber davon auszugehen, daß besonders viele Tiere den Winter überlebten. Was zu der Abnahme und schließlich im Sommer 1996 zum völligen Verschwinden dieser Art auf beiden Flächen führte, ist unklar. STEIN (1955) fand, daß Populationen auf nahrungsreichen Kleeschlägen im Winter kaum abnahmen, es auf

unkrautarmen Stoppelfeldern hingegen zum Zusammenbruch kam, wobei auf Brachflächen mit geringem Unkraut- und Roggenaufwuchs nur Einzelindividuen überlebten.

Für *M. arvalis* ist bekannt, daß sie sich unter günstigen Umständen rasch vermehrt, wobei sich die Ausbreitung zunächst auf ökologisch günstige Standorte beschränkt und später auf suboptimale Bereiche ausweitet (FRANK 1953). Einem meist dreijährigen Anstieg der Dichte, die nach van WIJNGAARDEN (1960) bis zu 750 Ind/ha erreichen kann, folgt meist ein besonders krasser Rückgang (Zusammenbruch). Als Ursachen hierfür nennen NIETHAMMER & KRAPP (1978) Nahrungsmangel bei hoher Dichte im Herbst, der wenig Tiere überleben läßt; aufgrund des Fortpflanzungspotentials dauert es zur Erlangung höchster Dichten etwa drei Jahre. Auch höhere Embryonensterblichkeit, geringere Embryonenzahl, Verzögerung der Geschlechtsreife und höhere Vermehrungsraten der Feinde mindern hohe Dichten im Herbst. In welchem Zyklus sich *M. arvalis* hier zur Zeit der Untersuchung befand, ist nicht bekannt; ein völliger Zusammenbruch der Population zum Frühjahr hin ist zwar unwahrscheinlich, aber nicht ganz auszuschließen.

Mit einer Männchenrate von 56,1 % auf der Fläche F1 und 61,6 % auf der Fläche F2 gab es weder signifikante Unterschiede im Geschlechterverhältnis zwischen den Flächen noch zwischen den Fangperioden innerhalb einer Fläche. Mit dieser leicht erhöhten Männchenrate stimmt das gefundene Ergebnis mit Literaturangaben überein, nach denen im Winter die Weibchenverluste höher sind (NIETHAMMER & KRAPP 1978). Bei hoher Dichte, besonders während der Fortpflanzungszeit, werden jedoch die Männchen infolge innerartlicher Auseinandersetzungen stärker eliminiert (STEIN 1953b). Letzteres kann unter Umständen auch auf Fläche F1 im Dezember und Januar 1995 zutreffen, wo eine hohe Dichte bei Wintervermehrung auch zu dieser Jahreszeit gegeben war. Nach SCHRÖPFER & HILDENHAGEN (1984c) ist das Zahlenverhältnis in und kurz nach der Hauptfortpflanzungszeit ausgeglichen. Bei der Analyse der Embryonen und bei Tieren aus Laborzuchten fand STEIN (1957) gleichfalls ein nahezu ausgeglichenes Geschlechterverhältnis. Im Freiland ist mit einem jahresperiodisch schwankenden und dichteabhängigen Geschlechterverhältnis zu rechnen. Nicht zu vergessen sei auch die unterschiedliche Fängigkeit durch Aktivitätsunterschiede besonders der geschlechtsaktiven Tiere; beispielsweise weisen die Männchen von *M. arvalis* zu diesen Zeiten hohe lokomotorische Aktivität auf.

In der Literatur sind Fortpflanzungszeiten für *M. arvalis* von März bis Oktober angegeben und unterliegen somit dem jahreszeitlichen Rhythmus mit winterlicher Ruhepause (REICHSTEIN 1964). Trächtige Weibchen sind dennoch schon zu allen Jahreszeiten gefunden worden (STEIN 1953a, 1957); somit ist die in der vorliegenden Untersuchung gefundene Wintervermehrung keine Ausnahme. Nach REICHSTEIN (1960a) können Beginn

und Ende der Fortpflanzungszeit klima- und dichteabhängig schwanken und auf der gleichen Fläche von Jahr zu Jahr variieren. Da auf allen hier befangenen Flächen nur in den ersten Untersuchungsmonaten Individuen von *M. arvalis* auftraten, läßt sich kein Vergleich zu anderen Jahren ziehen, doch war dieser erste Winter im Vergleich zum zweiten für alle Populationen auch der anderen Kleinsäuger klimatisch günstiger. Außerdem waren auch die länger anhaltenden isolierenden Schneedecken vorteilhaft; nach TURCEK (1957) leben *M. arvalis*-Populationen in der Slowakei völlig unter dem Schnee, unter dem sie gemeinsame, oberirdische Nester anlegen und durch Frost konservierte Grünpflanzen finden. Nach REICHSTEIN (1964) kann eine erhöhte Temperatur den Ausschlag für Reproduktion im Winter geben. Auch hier kann die Temperatur, in Zusammenhang mit der ausreichenden Nahrungsgrundlage, ein entscheidender Faktor für die Wintervermehrung gewesen sein. Zwar wurden auf den Flächen F1 und F2 ab November 1995 keine trächtigen und laktierenden Weibchen mehr gefangen, und weiterhin ist die Beurteilung der Sexualreife nach perforierter Vagina bei *M. arvalis* diskussionswürdig (REICHSTEIN 1964), doch neben dem signifikant höheren Anteil sexueller Aktivität einiger Männchen spricht die hohe Anzahl juveniler Tiere noch im Januar für eine längere Reproduktionsphase über die Wintermonate.

Insgesamt ist *M. arvalis* bekannt für eine frühe Geschlechtsreife im Alter von 11 bis 13 Tagen, eine hohe Wurfgröße von bis zu 13 Jungen, eine rasche Wurffolge von bis zu 26 Würfen im Jahr (FRANK 1968) und für eine lange Fortpflanzungszeit. Aufgrund dieses Fortpflanzungspotentials ist sie in der Lage, ihre Dichte drastisch zu erhöhen (NIETHAMMER & KRAPP 1978).

Mit einem durchschnittlichen Gewicht der Männchen von 16,7 g auf der Fläche F1 und 16,4 g auf der Fläche F2 und der Weibchen von 16,7 g auf der Fläche F1 und 15,8 g auf der Fläche F2 wurden keine geschlechtsspezifischen Unterschiede gefunden, ebensowenig zwischen den Flächen. Ein Sexualdimorphismus mit größeren und schwereren Männchen ist zwar aus Zuchten in Deutschland, aus der Vendee und den Westalpen in Frankreich bekannt (FRANK & ZIMMERMANN 1957, REICHSTEIN 1964, LE LOUARN et al. 1970), doch scheint dieses Größen- und Gewichtsverhältnis auch jahreszeitlich und dichteabhängig zu schwanken: DUB (1973) fand in der CSSR im Sommer erheblich höhere Gewichte bei geschlechtsreifen Männchen als bei adulten Weibchen, im Winter hingegen eine Übereinstimmung, wie sie auch in der vorliegenden Untersuchung registriert wurde. SCHRÖPFER & HILDENHAGEN (1984c) erwähnen, daß z. B. Weibchen bei hohen Populationsdichten relativ groß sind, was wiederum mit den hier gefundenen Ergebnissen übereinstimmen würde. Nach ihnen müssen intrapopuläre Verhältnisse berücksichtigt werden, und bei Arten mit ausgeprägter Populationsdynamik geben die gefundenen Werte aus einem kurzen Zeitraum nur mehr zufällige Ergebnisse und lassen eine Beurteilung der

Populationsdynamik nur bedingt zu. Gleiches ist für die Werte der vorliegenden Untersuchung anzunehmen, in der *M. arvalis* nur über einen kurzen Zeitraum beobachtet werden konnte.

Mit einer fast 50 %igen Tagaktivität weist *M. arvalis* die höchste Tagaktivität aller untersuchten Rodentier auf, wobei weder ein jahreszeitlicher noch, mit Ausnahme der Fläche F1, ein geschlechtsspezifischer Unterschied gefunden wurde. Dieses Ergebnis hoher Tagaktivität zeigte sich auch in anderen Untersuchungen (FRANK 1954, OSTERMANN 1966). *M. arvalis* wird jedoch im Winter als überwiegend nachtaktiv, im Sommer als tagaktiv eingestuft, wobei sie in der vorliegenden Untersuchung in größerer Zahl überhaupt nur im Winter erfaßt wurde. Die hohe Tagaktivität hängt hier vielleicht mit der höheren Dichte und der Fortpflanzungsaktivität zusammen. BLUMENBERG (1986) fand sogar eine 3,7fach höhere Tag- als Nachtaktivität. FRANK (1954) fand einen Aktivitätsrhythmus mit Aktivitätspeaks zur Nahrungsaufnahme in zweistündigem Abstand. Besonders im Winter muß das relativ kleine Tier regelmäßig Nahrung zu sich nehmen, um den Wärmeverlust zu kompensieren, und somit auch am Tage aktiv sein. Nach SCHRÖPFER & HILDENHAGEN (1984c) läßt sich die Tag- und Nachtaktivität von *M. arvalis* auch aus dem Beutespektrum von *Buteo buteo* und *Asio otus* schließen, deren Hauptbeutetier sie ist.

Da *M. arvalis* nur in wenigen Monaten erfaßt wurde und sich zudem hauptsächlich in wenigen lokalen Vegetationsstrukturen aufhielt, läßt sich von den gefundenen Werten kaum auf ihre tatsächliche Mobilität schließen. Verlagerungen von Aktivitätszentren wurden nicht beobachtet, obgleich sie nach REICHSTEIN (1960b) wohl in der Folge des Geschlechtsreifebeginns besonders bei Männchen regelmäßig stattfinden. Nur maximale Distanzen zwischen zwei Fangpunkten ließen sich hier mit höchstens 36 m als Median des Fangmonats nachweisen. Auf beiden Flächen ihres Vorkommens wurden ähnliche gemittelte Strecken von 27,5 m und 28 m registriert. Mobilität hängt nach SOMSOOK & STEINER (1991) besonders von der sexuellen Aktivität ab; so sind beispielsweise reproduktiv aktive Männchen und gravide Weibchen wohl aufgrund ihres erhöhten Nahrungsbedarfes aktiver. BLUMENBERG (1986) stellte bei Weibchen insgesamt eine höhere Aktivität fest als bei Männchen. Jedoch weisen die Männchen mit 1200 bis 1500 m² nach REICHSTEIN (1960b) einen größeren Aktionsraum auf als die Weibchen mit 300 bis 400 m²; bei Jungtieren wurde ein Aktionsraum von 200 bis 300 m² nachgewiesen.

Schon die hohe Anzahl an Mehrfachfängen weist in der vorliegenden Untersuchung auf ein ausgeprägtes Sozialverhalten hin. *M. arvalis* ist dafür bekannt, seine zusammenhängenden Gangsysteme in Kolonien von bis zu 20 Tieren zu bewohnen (MACKIN-ROGALSKA 1979). Einzelne Tiere wurden auch in verschiedenen Kolonien gefangen, die bei hoher Dichte gleichmäßig und bei geringerer Dichte eher zufällig verteilt sind (NIETHAMMER & KRAPP

1978). Nach BLUMENBERG (1986) grenzen jedoch Bewohner eines Baues normalerweise ihre Baue gegen Eindringlinge ab. Eine Gemeinschaft, von der er auf Gruppenterritorialität schließt, bilden nur gemeinsam aufgewachsene Tiere. Mit beginnender Fortpflanzungsperiode gehen die Weibchen zu solitärer Lebensweise über, schließen sich aber bei besonders hoher Dichte zu Nestgemeinschaften zusammen, ohne dabei die eigenen Reviere aufzugeben (FRANK 1953). Männchenreviere enthalten bei hoher Dichte mehrere Weibchenreviere, wobei die Männchen keine gleichstarken Männchen dulden. Hierbei kommt es durchaus auch zur Tötung des Schwächeren (REICHSTEIN 1960b).

4.1.1.6 *Sorex araneus*

LÖHRL (1938) bezeichnet *S. araneus* als einzigen Kleinsäuger euryök, da sie in vielfältigen Habitaten wie Sumpf und Moor, Bergwald, Gehölz, in geringeren Dichten auch im Laubwald, in Feldhecken und Feldern anzutreffen ist und hierbei aufgrund ihrer Vielseitigkeit Lebensgemeinschaften mit allen anderen Kleinsäufern bildet. Dieses kann durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt werden: *S. araneus* war auf allen fünf physiognomisch unterschiedlichen Untersuchungsflächen entweder dominant oder sogar eudominant vertreten. Ihr gehäuftes Auftreten in Schilfzonen und an feuchten Standorten zeigt hierbei ihre Bevorzugung für feuchte Habitate, für die *S. araneus* bekannt ist (LÖHRL 1938, HEYDEMANN 1960, BRÜNNER & NEET 1991).

SCHRÖPFER (1972) fing diese Art zu 33 % in Großseggenrieden, was er nicht nur mit der konstanten Feuchtigkeit begründet, sondern auch mit guter Deckung und dem günstigen Nahrungsangebot. Diese Faktoren waren sicherlich auch in der vorliegenden Untersuchung für die hohen Fangraten ausschlaggebend. Es ist besonders von einem ausreichend vorkommenden Futterangebot in Form von Insekten, Schnecken, Asseln, Spinnen, Würmern und auch pflanzlichen Stoffen auszugehen, die nach HUTTERER & VIERHAUS (1984) zum Nahrungsspektrum von *S. araneus* zählen.

S. araneus erreichte in der vorliegenden Untersuchung meist höhere Abundanzen als alle anderen untersuchten Kleinsäuger. Nicht zu vergessen ist jedoch, daß die Fänge, nicht die Individuen, eingingen, und die Abundanz somit überschätzt wird. Andererseits wirkt ausgleichend, daß *S. araneus* durch die geringere Fängigkeit (vergl. Kap. 4.3.1) und die hohe Fallenmortalität eher unterrepräsentiert ist. Höchste Abundanzen wurden in der vorliegenden Untersuchung im Juli und August verzeichnet, was mit Ergebnissen von HABERL (1993) übereinstimmt. Er fing Mitte April die ersten trächtigen Weibchen und Mitte Juni die ersten Jungtiere; die Anzahl adulter Tiere verringert sich seiner Meinung nach im Juni und Juli mortalitätsbedingt. Auch im ersten Winter wurden in der

vorliegenden Untersuchung sehr hohe Abundanzen vorgefunden: Es ist anzunehmen, daß sich die isolierende Schneedecke und ein weniger feucht-kaltes Klima als im zweiten Winter positiv auf das Überleben der Tiere auswirkte, wie es auch CHURCHFIELD (1995) beschreibt.

Mit einer hier gefundenen 71,8 %igen Nachtaktivität war *S. araneus* weitaus weniger tagaktiv, als in der Literatur angegeben. SIEGMUND & KAPISCHKE (1983) wiesen zwar eine vorwiegende Nachtaktivität nach, doch stieg diese nicht über 58 %. SCHRÖPFER (1966) registrierte eine überwiegende Tagaktivität mit Maxima am Nachmittag und am Morgen, während LÖHRL (1938) die meisten Tiere am Tag und in der Abenddämmerung fand. Die Ergebnisse variieren demnach stark, wobei die Ursachen wohl in vielfältigen Faktoren zu suchen sind. Größten Einfluß auf die Aktivität nehmen meistens das Nahrungsangebot sowie Prädatoren; aus dem Spektrum der letzteren von Eulen über *Ardea cinerea* bis zu Taggreifen (HUTTERER & VIERHAUS 1984) geht schon eine Aktivität sowohl am Tage als auch in der Nacht hervor. Auch saisonale, klimatisch oder vegetationsbedingte Unterschiede können vorliegen. So variierten Aktivitätszeiten von *S. araneus* in der vorliegenden Untersuchung auch zwischen den Fangperioden und Gebieten. Eine abhängige Tendenz war nicht zu erkennen.

Nicht geschlechtsreife Individuen besitzen einen 270 bis 571 m² großen Aktionsraum, wobei der der Weibchen nur unwesentlich größer ist als der der Männchen; fortpflanzungsaktive Männchen haben zwei- bis dreimal so große Raumansprüche im Vergleich zu sexuell inaktiven, was sich wohl in erster Linie aufgrund der Partnersuche ergibt (HABERL 1993). Ansonsten ist *S. araneus* für ihre solitäre Lebensweise bekannt (HUTTERER & VIERHAUS 1984); soziale Bindung besteht nur im Familienverband bis zur Entwöhnung, während später die Aggressivität zwischen den Subadulten anwächst. Nach LÖHRL (1938) besteht besonders zwischen den Männchen Unverträglichkeit, Verletzungen sind nicht selten. Dieser Aussage steht das Ergebnis der vorliegenden Untersuchung gegenüber: *S. araneus* wurde zu über 28 % der Ugglanfallenfänge in Mehrfachfängen erfaßt, hiervon entfielen auch viele auf Drei- und Vierfachfänge. HABERL (1993) fand einmal maximal drei Individuen in einer Falle; bei Versuchen zur olfaktorischen Orientierung bei *S. araneus* stellte er ein Bevorzugen des eigenen Geruches fest, dann den des Artgenossen, später den eines Artfremden, wobei Wühlmausgeruch gemieden wurde. Die häufigen Mehrfachfänge in der vorliegenden Untersuchung sind ungeklärt; ebenso bleibt die Frage offen, ob die vielen an- oder fast aufgefahrenen Exemplare schon vorher zu Tode gekommen waren oder erst durch antagonistisches Verhalten, was ebenso nahe liegt.

4.1.2 Ökologie und Populationsdynamik der Begleitarten

Micromys minutus

M. minutus ist in allen Lebensräumen nachgewiesen, besonders in Randhabitaten von oftmals nur geringer Tiefe wie Bachufern, Feldrainen, Grabenrändern und Krautstreifen vor Feldgehölzen erreicht sie oft hohe Dichten (FELDMANN 1984); der Minimalfaktor für ihr Vorkommen ist das Vorhandensein von Hochgrasvegetation, die hier in allen Untersuchungsgebieten gegeben war. So wurde *M. minutus* auch mit Ausnahme der Fläche F4 auf allen Flächen gefangen, wobei bei längerer Fangzeit ebenso auf der Fläche F4 ein Nachweis wahrscheinlich gewesen wäre. Auf den anderen Flächen bevorzugte sie die schon oben genannten Randstrukturen, so z. B. auf der Fläche F1 das Ufergebüsch und auf der Fläche F5 den Übergangsbereich von der Mähwiese zum dichteren Gehölz. Da *M. minutus* als Primärbiotop feuchte Wiesengebiete, Auenbereiche und Riedgras- und Seggenbestände bewohnt (PIECHOCKI 1958), boten die Untersuchungsflächen ausgezeichnete Habitate. Auch war ein ausreichendes Nahrungsangebot auf den Flächen vorhanden, da *M. minutus* ein breites Nahrungsspektrum von Samen über Distelhaarkronen bis hin zu Insekten aufweist.

Die Fallenfänge dieser Art lagen in der vorliegenden Untersuchung zu 80 % in der Nacht, was mit Literaturangaben übereinstimmt; PIECHOCKI (1958) fand eine 28,8 %ige Tagaktivität für *M. minutus*, KOSEL (1995) stellte unter Laborbedingungen eine erhöhte Tagaktivität bei einer Gruppenhaltung fest, während einzellebende Tiere eine strenge Dämmerungs- und Nachtaktivität aufwiesen. Aufgrund der überwiegenden Nachtaktivität dieser Art ist als Hauptfeind *Tyto alba* zu nennen (FELDMANN 1984).

Daß sie in der vorliegenden Untersuchung nur im Herbst und Winter in die Falle ging ist einerseits damit zu erklären, daß sie im Winterhalbjahr eher am Boden lebt, während sie im Sommer als Bewohner des dreidimensionalen „Halmwaldes“ in den bodenständigen Fallen unterrepräsentiert war (vergl. Kap. 4.3.1), andererseits damit, daß sie im Sommerhalbjahr auch in die umliegenden Getreidefelder einwandert. So wurde sie in allen Gebieten auch nur als subdominante Art oder als Begleitart registriert, während sie in ihren Optimalhabitaten durchaus hohe Dichten mit einem nicht zyklischen Massenwechsel erreichen kann (FELDMANN 1984).

Mus musculus

Als hemisynanthrope Art kommt *M. musculus* im Sommer im Freien vor, im Winter meist klimabedingt in menschlichen Siedlungen (REICHSTEIN 1982). Bevorzugte Biotope freilebender Formen sind offene Kultursteppe, hier besonders Getreidefelder nach

Reifung der Saat, auch auf Ödland und in Trockenrasen kommt sie vor; deckungsreiche Areale werden bevorzugt. In der vorliegenden Untersuchung wurden die Tiere auf der Fläche F1 im Juli 1997 im Uferbereich und im Ausweichgebiet der Fläche F2 und F5 im November 1995 im Wald gefangen, obgleich sie nach ZEJDA (1975) im Wald nicht vorkommt. Beide Flächen bieten zwar genug Deckung, stellen aber ebenso wenig wie die anderen Untersuchungsgebiete ein von *M. musculus* bevorzugtes Habitat dar, und so beschränkten sich die Fänge auf wenige, wohl nur durchziehende und somit zufällig gefangene Exemplare. Die einzigen Fänge erfolgten hier nachts, was mit ihren üblichen Aktivitätszeiten in der Dämmerung und im Dunkeln nach REICHSTEIN (1982) übereinstimmt.

Mustela nivalis

Nach VIERHAUS (1984) kann *M. nivalis* nahezu alle möglichen Habitate nutzen, sofern nur ausreichende Deckung und Nahrung vorhanden sind; Wallhecken, Gräben und dichte Bodenvegetation werden vorgezogen, offenere Bereiche hingegen eher gemieden. Nach BOYE (1996) ist *M. nivalis* ebenso wie *Mustela erminea* (Hermelin) ein ausgeprägter Mäusejäger, und somit war es nicht verwunderlich, daß sich auch diese Art mehrmals in den Shermanfallen fangen ließ. Aufgrund der Fallengröße beschränkten sich die Fänge der verschiedenen Kleinsäugerprädatoren auf diese Art, die jeweils nur in wenigen Sommermonaten auf den Flächen F1, F3 und F5 erfaßt werden konnte. Alle drei Flächen boten diesem Jäger optimale Deckung, aber auch auf den anderen Flächen ist mit dem Vorkommen von *M. nivalis* zu rechnen. Die erfaßten Tiere gingen überwiegend in der Nacht in die Falle, obgleich sie sowohl tagsüber als auch nachts Aktivitäten zeigen (CORBET & OVENDEN 1982).

Neomys fodiens

Die amphibisch lebende *N. fodiens* (STEINBORN 1984) bewohnt die Ufer stehender und fließender Gewässer, soweit diese ausreichend mit Vegetation bedeckt sind; sie wird auch an feuchten Stellen, weit von Gewässern entfernt, im Wald und auf Wiesen angetroffen. Ihr Vorkommen ist nach LÖHRL (1938) an Wasser gebunden. Sie wurde in der vorliegenden Untersuchung direkt am Fließgewässerrand sowohl auf der Fläche F1 als auch auf der Fläche F4 als subrezedente Art gefangen, was auf die Bedeutung der Wassernähe schließen läßt. In den übrigen Strukturen und Flächen wurde sie nicht angetroffen, sie wiesen keine entsprechenden Bedingungen auf.

Am Ufer gräbt sie selbständig Baue, wenn sie keine vorhandenen Röhren nutzen kann (LÖHRL 1938). Ihre Nahrung besteht aus Insekten, deren Larven, Weich- und Schalentieren, Fröschen und kleinen Fischen (DOBROUKA & BERGER 1985).

Mit fast 40 %iger Nachtaktivität war *N. fodiens* hier überwiegend tagaktiv, was mit Ergebnissen von SCHRÖPFER (1966) übereinstimmt, der die meisten Tiere am Nachmittag und am frühen Morgen fing.

Rattus norvegicus

Weltweit besiedelt *R. norvegicus* eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate und zeigt dabei eine große ökologische Plastizität (HERDEN 1992). In Mitteleuropa ist diese primär synanthrope Art nur temporär in naturnahen Habitaten anzutreffen, wobei Gewässerufer von besonderer Attraktivität sind (HOMOLKA 1983). Diese störungsarmen Bereiche unterliegen keiner menschlichen Nutzung und bieten ein vielfältiges Nahrungsangebot an Tier- und Pflanzenarten, die in der intensiv genutzten Kulturlandschaft nur schwer zu erbeuten sind (HERDEN 1992). So erfolgten in der vorliegenden Untersuchung die zwei Fänge im August 1997 auf der Fläche F1 auch direkt am Ufer der Aller; weitere Fänge gelangen nicht, was sicherlich auf das verwendete Fallenmaterial zurückzuführen ist. Ein häufigeres Vorkommen von *R. norvegicus* ist somit nicht auszuschließen.

Sorex minutus

Das Verbreitungsgebiet von *S. minutus* deckt sich weitestgehend mit dem von *S. araneus*; auch kommen beide Arten im gleichen Lebensraum häufig gleichzeitig vor mit einem unterschiedlichen Verhältnis von *S. araneus* zu *S. minutus* von 1,8:1 bis 10:1 (HEYDEMANN 1960). In der vorliegenden Untersuchung wurden Verhältnisse von 4,4:1 auf der Fläche F2 bis 17,2:1 auf der Fläche F4 gefunden. So entspricht auch die Habitatwahl von *S. minutus* nahezu der von *S. araneus*, obgleich bei *S. minutus* der Untergrund eine entscheidendere Rolle spielt. Insgesamt zeigt sie aufgrund ihrer höheren Trockenresistenz eine größere ökologische Breite als *S. araneus* (HEYDEMANN 1960) und weist kaum Präferenzen für bestimmte Habitate auf (LINDENSCHMIDT 1984). Auch in der vorliegenden Untersuchung war sie, teils subdominant teils rezedent, auf allen Untersuchungsflächen vertreten. Ihr Auftreten auch bei hoher Bodenfeuchtigkeit z. B. während oder nach Überflutungen zeigt ihre Vielseitigkeit. Eine methodisch bedingte Unterrepräsentanz dieser Art, die trotzdem regelmäßig gefangen werden konnte, ist aufgrund des geringen Gewichtes anzunehmen.

S. minutus weist nach HUTTERER (1990) ein engeres Nahrungsspektrum auf als *S. araneus*; sie ernährt sich überwiegend von Käfern, Spinnen, Weberknechten und Insektenlarven, hingegen fehlen Würmer und Schnecken weitgehend. Zu den Prädatoren von *S. minutus* zählen *Tyto alba*, *Asio otus* und *Strix aluco* (LINDENSCHMIDT 1984). Diese Aufzählung deutet schon auf ihre bevorzugte Dunkelaktivität hin, wie sie SCHRÖPFER (1966) nachweisen konnte. Auch in der vorliegenden Untersuchung wurde eine hohe Nachtaktivität von 75,7 % registriert.

4.1.3 Artengemeinschaften und Konkurrenz

Kleinsäugergesellschaften können in Abhängigkeit vieler verschiedener Faktoren wie Jahreszeit, Dichte, Mahd und Ernte, Klimafaktoren, Vegetationsstruktur und Nahrungsangebot variieren. Meist sind jedoch beständige Elemente enthalten. Auch Konkurrenz um beispielsweise Lebensraum oder Nahrung kann bei Bewohnern ähnlicher ökologischer Nischen zum Ausschluß oder zur Minimierung verschiedener Arten führen.

Als Maß für die Mannigfaltigkeit einer Lebensgemeinschaft dient der Diversitätsindex, der nach MÜHLENBERG (1993) ein Strukturmerkmal von Ökosystemen ist. Ob zwischen Diversität und Stabilität eine Korrelation besteht, ist umstritten (ODUM 1983). Im Sinne von Selbstregulierungsmaßnahmen natürlicher Ökosysteme besteht zwar diesbezüglich kein direkter Zusammenhang, anthropogene Ökosysteme zeigen sich jedoch bei höherer Diversität stabiler (MÜHLENBERG 1993). Um den Ausbildungsgrad der Diversität zu messen, wird die Evenness berechnet, die das Verhältnis zur maximal möglichen Diversität angibt und somit den Einfluß von Einzelindividuen zusätzlicher Arten relativiert.

In Wäldern liegt der Diversitätsindex verglichen mit Wiesen und Weiden relativ hoch. Dies spiegelt sich auch in der vorliegenden Untersuchung wider: Die höchsten Diversitätsindices mit $H_s=1,3$ bei gleichzeitig hoher Evenness lagen hier auf der stark auwaldgeprägten Fläche F5 und der mit hohen Randstrukturen versehenen Fläche F4. Beide Flächen wiesen über den gesamten Untersuchungszeitraum acht Arten auf, wobei auf der Fläche F5 eine höhere Diversität im Herbst durch das Auftreten zusätzlicher Arten wie *A. agrarius* zu verzeichnen war. Ähnlich hohe Diversitätsindices bis $H_s=1,3$ für Auwälder fand auch HAFERKORN (1992). SCHRÖPFER (1989) wies für Erlenbrüche Werte von $H_s=1,12$ nach, Werte aus Untersuchungen in Hegebüschen lagen mit über $H_s=1,2$ ähnlich hoch (WEILE 1994).

Auf den reinen Wiesenflächen wie F1, F2 und F3 wurden nur Diversitätsindices von $H_s=0,9$ bis $H_s=1$ gefunden. Auf der Fläche F1 variierten die Lebensgemeinschaften mit insgesamt 12 verschiedenen Arten, abgesehen von dem ohnehin nur kurzfristigen Auftreten von *M. arvalis*, sehr stark saisonal, was zu besonders variierenden Diversitätsindices führte. Ebenso fand HOFFMANN (1993) mit $H_s=0,8$ einen geringen Diversitätsindex auf einer Grünbrache, was sie mit den weniger abwechslungsreichen Vegetations- und Strukturmerkmalen begründet. Ob sich die Artendiversität während der Sukzession vergrößert, ist nach ODUM (1980) davon abhängig, ob der Zuwachs an potentiellen Nischen die gegenteilige Wirkung von wachsender Populationsgröße und wachsender Konkurrenz übertrifft. HOFFMANN (1993) wies in diesem Zusammenhang eine Erhöhung der Artendiversität mit der Länge der Brachlegung nach. HEUPKE (1992) und

HEYDENREICH (1990) fanden zwar auf einer einjährigen Brache eine höhere Artenzahl als auf einer zweijährigen, der Diversitätsindex erhöhte sich aber ebenfalls. In der vorliegenden Untersuchung bot die Fläche F3 einen direkten Vergleich der Sukzessionsfläche mit der Einschnittvariante, hier wurden jedoch neben signifikant verschiedenen Dominanzverhältnissen keine Unterschiede in der Diversität und Evenness gefunden.

Das gleichzeitige Auftreten der fünf dominanten Arten *A. agrarius*, *A. flavicollis*, *C. glareolus*, *M. agrestis* und *S. araneus* auf der Fläche F5 ist auf die hohe Strukturvielfalt dieser Fläche zurückzuführen, die mit ihrem waldähnlichen Charakter auf der einen Teilfläche *A. flavicollis* und *C. glareolus* ein optimales Habitat bot. Mit ihren Randbereichen zu Wiesen bot sie *A. agrarius* Möglichkeiten zur Einwanderung im Herbst und mit ihren vergrasten, feuchteren Bereichen entsprach sie den Lebensraumanprüchen von *M. agrestis*. Für mitteleuropäische Auwälder sind die Hauptarten *A. flavicollis*, *C. glareolus* und *S. araneus* typisch (HAFERKORN 1992); als Begleitarten sind *A. agrarius* und *Apodemus sylvaticus* zu nennen, von denen hier wenigstens eine Art vertreten war. Bei den Arvicolen lebt nach HAFERKORN (1992) im Auwald *M. agrestis* als Begleitart, die in der vorliegenden Untersuchung sogar zu den dominanten Arten zählte. Auch das rezedente Auftreten von *M. minutus*, wie es hier ebenfalls der Fall war, ist normalerweise in einem Habitat wie dem auf der Fläche F5 zu erwarten. HAFERKORN (1992) fing allerdings *S. minutus*, die in der vorliegenden Untersuchung immerhin subdominant in Erscheinung trat, außerordentlich selten. Je waldähnlicher die Fläche wird, desto eher ist mit dem Auftreten von *A. flavicollis* zu rechnen, während die Abundanzen von *M. agrestis* mit Abnahme von vergrasten Lichtungen minimal werden.

M. agrestis und *M. arvalis* wurden in der vorliegenden Untersuchung auf den Flächen F1 und F2 sympatrisch vorgefunden, obgleich *M. agrestis* zahlenmäßig unterlegen war. Für letzteres ist als Ursache eher die Bevorzugung feuchterer, schattigerer Habitate durch *M. agrestis* anzunehmen als ein Konkurrenzverhältnis. Auch nach KRAPP & NIETHAMMER (1982) wird eine Konkurrenz von *M. agrestis* mit anderen Wühlmausarten durch Habitatunterschiede weitgehend vermieden. Dichte und Aktionsräume von *M. agrestis* änderten sich beispielsweise in Finnland nicht, als Feldmäuse in der Nachbarschaft vorübergehend verschwanden. REICHSTEIN (1959) fand hingegen in einer Kiefernsonnung eine Zunahme von *M. agrestis* bei einer Abnahme von *M. arvalis*. Nach DE JONGE (1980) meiden sich die beiden Arten. Nach KRAPP & NIETHAMMER (1982) scheint *M. agrestis* auf kleinen Inseln im weiteren mit Wühlern der Gattungen *Microtus* und *Arvicola* nur schwer koexistieren zu können; *Arvicola terrestris* vertreibt *M. agrestis* sogar gelegentlich, obgleich keine Nahrungskonkurrenz besteht.

Insgesamt stellen meist nur wenige Arten den Hauptanteil der Individuen dar, die in der Regel verschiedenen Familien angehören. Es ist anzunehmen, daß die Ansprüche beispielsweise bezüglich der Nahrungsqualität so unterschiedlich sind, daß nur geringe Nischenüberlappungen stattfinden (SCHRÖPFER 1989). Solche Familien sind somit unterschiedlichen Lebensformtypen wie Langschwanz-, Wühlmaus- und Spitzmaustyp zuzurechnen, die insgesamt gewöhnlich als sogenannte „Hauptarten“ einen Anteil von über 75 % erreichen. Syntop vorkommende Arten eines Lebensformtyps unterscheiden sich hierbei meist deutlich in der Größe, z. B. *S. araneus* und *S. minutus*; eine mögliche Ursache für das syntope Auftreten könnte hier aber auch die Nutzung unterschiedlicher epigäischer Schichten sein: *S. araneus* hält sich hauptsächlich an der Bodenoberfläche auf, während *S. minutus* eher unterirdisch lebt (SCHRÖPFER 1990). Auch ELLENBROEK (1979) kam zu dem Ergebnis, daß es zwischen den beiden Arten aufgrund der vertikalen Habitatdifferenzierung keine wesentliche interspezifische Konkurrenz gibt. Weiterhin zieht *S. minutus* nach HEYDEMANN (1960) eher Grasland vor, während *S. araneus* bevorzugt offenere Waldhabitate nutzt; er weist darauf hin, daß die kleinere Art die andere meidet und es somit nicht zum Kampf kommt. Trotzdem wurden etliche Gemeinschaftsfänge beider Arten in der vorliegenden Untersuchung erzielt. Auf welche Ursachen hierbei die häufig auftretenden Todesfolgen zurückgehen, ist allerdings unklar.

Arten mit gleichen Ansprüchen wie z. B. *A. flavicollis* und *A. sylvaticus* vikariieren nach SCHRÖPFER (1990); bei seltenem gleichzeitigen Vorkommen ist eine Art überlegen, in diesem Beispiel *A. flavicollis*, die dann als einzige eine stabile Population aufbaut. Bei dem syntopen Auftreten von *C. glareolus* und *M. agrestis* in Waldgebieten dominiert die silvicole *C. glareolus*.

Eine typische Konstellation dieser drei Lebensformtypen ergab sich auch auf der Fläche F3 mit *A. agrarius*, *M. agrestis* und *S. araneus*. Die Teilung der Fläche F5 würde ein ähnliches Ergebnis mit *A. flavicollis*, *C. glareolus* und *S. araneus* für den Waldbereich und *A. agrarius*, *M. agrestis* und *S. araneus* für den vergrasteten Bereich ergeben. Das Schilfgebiet F4 wies die Hauptarten *A. agrarius*, *M. agrestis* und *S. araneus* auf.

Konkurrenzverhältnisse sind weiterhin in einer Vielzahl von Fällen bekannt. Besonders häufig wird in der Literatur auf die Konkurrenz zwischen *A. flavicollis* und *C. glareolus* hingewiesen: Nach SCHMIDT (1975) handelt es sich hierbei um Wohnraumkonkurrenz, bei der *A. flavicollis* die überlegene Art ist; aufgrund verschiedener Aktivitätsrhythmen kommt es jedoch selten zu zwischenartlichen Begegnungen. Diese verschiedene Aktivität ergibt sich nach SCHARFE & SCHLUND (1992) durch die bevorzugte Tagaktivität von *C. glareolus* bei der Anwesenheit der rein nachtaktiven *A. flavicollis*. KLUXEN (1992) beschreibt in diesem Zusammenhang, daß *C. glareolus* auch bei der Anwesenheit von *A. sylvaticus* die

Aktivitätsphasen verschiebt, um dem Interferenzdruck auszuweichen („time niche“). Daß *C. glareolus* trotzdem hohe Bestandsdichten in Anwesenheit der *Apodemus*-Arten erreicht, wie es auch in der vorliegenden Untersuchung zu registrieren war, liegt in ihrer großen ökologischen Potenz, sich an einen Lebensraum anzupassen (SCHMIDT 1975).

GLIWICZ (1981) geht von einer signifikanten Überlappung der trophischen Nischen der Arten *A. agrarius*, *A. flavicollis* und *C. glareolus* aus. Hierbei konkurrieren *A. flavicollis* und *C. glareolus* im frühen Sommer, zum Zeitpunkt des geringsten Nahrungsangebotes, um Futter, während sich ab Juli dieser inter- und intraspezifische Wettbewerb entspannt. Die *Apodemus*-Arten vermeiden sich gegenseitig, was sich hier aufgrund nur vereinzelter gemeinsamer Fänge andeutete, wobei es hingegen bei einem reichen Nahrungsangebot zu Überlappungen der Aktionsräume kommen kann; *A. agrarius* ist jedoch die unterlegene Art und durch Futter- und Raumkonkurrenz limitiert. Ähnliche Ergebnisse erzielten YLÖNEN et al. (1991), die in Abwesenheit von *A. flavicollis* einen deutlichen Peak bei *A. agrarius* nachwiesen. Diese Befunde können auch in der vorliegenden Untersuchung zu unterschiedlichem zeitlichen Auftreten und variierenden Abundanzen der einzelnen Arten geführt haben.

Eine noch größere Konkurrenz ist nach SCHMIDT (1975) zwischen den Arten *C. glareolus* und *M. agrestis* zu finden, wobei wiederum *C. glareolus* in Wiesenhabitaten die unterlegene Art darstellt. Auch CHELKOWSKA et al. (1985) beschreiben dieses Konkurrenzverhältnis, zu dem auch *A. agrarius* zu zählen ist; eine Futterkonkurrenz zwischen *C. glareolus* und *M. agrestis* kann ihrer Meinung nach nicht ausgeschlossen werden, ist jedoch zwischen der stark herbivoren *M. agrestis* und der Samen und tierische Kost bevorzugenden *A. agrarius* eher unwahrscheinlich.

Im Gegensatz zu den bisher diskutierten Ergebnissen fand LÖHRL (1938) bei Laborversuchen, daß *C. glareolus* mit *A. flavicollis* und *A. sylvaticus* einträchtig ein Nest bewohnen kann; die Verhältnisse mit beispielsweise ausreichendem Nahrungsangebot sind allerdings wohl nicht auf das Freiland übertragbar. In der vorliegenden Untersuchung konnte *C. glareolus* nur ein einziges mal mit *A. agrarius* gefangen werden, sonst mit keiner weiteren Langschwanzmaus.

4.2 Einfluß der Überschwemmungen und Reaktionen der Kleinsäuger

4.2.1 Überleben oder Tod?

TWIGG & KAY (1992) wiesen eine negative Korrelation der Abundanz von *M. musculus* mit der „severity“ (Heftigkeit) der Überflutungen in Australien nach. Unter „severity“ ist wohl die Höhe und die Dauer der Überschwemmungen zu verstehen; doch wie es aus der vorliegenden Untersuchung hervorgeht, sind Ausmaß und Zeitraum des Hochwassers noch nicht einmal die entscheidendsten Faktoren bei der Frage des Überlebens der Kleinsäuger.

In Anbetracht der Tatsache, daß nicht nur *N. fodiens* als amphibisch lebende, an das Wasser angepaßte Art hervorragend schwimmen kann, sondern auch die weiteren erfaßten Insektivoren- und Rodentierarten, stellt sich die Frage, wie sich Hochwasser konkret auf die Kleinsäuger auswirkt. In Laborversuchen fand LÖHRL (1938) heraus, daß *S. araneus* einen Futterplatz, den sie schwimmend erreichen mußte, nicht weniger häufig aufsuchte als einen anderen. Nach FRANK (1954) durchschwimmt *M. arvalis* freiwillig offenes Wasser, mit allen Vieren paddelnd. *M. agrestis* wurde in Finnland sogar bei der Durchquerung eines 500 m breiten Wassers beobachtet (POKKI 1981). Auch für Langschwanzmäuse ist eine gute Schwimmfähigkeit bekannt, schon bei LÖHRLs (1938) Untersuchungen überquerte *A. flavicollis* freiwillig ein 3 m breites Gewässer. *R. norvegicus* ist als guter Oberflächen- und Unterwasserschwimmer bekannt (BLAIR 1957).

Bei anderen Arten wurden Anpassungen und Versuche, dem Wasser zu entkommen, bei Überflutungen beobachtet (HARRIS 1953, FISLER 1961, BRTEK 1986, HAFERKORN et al. 1993). HAFERKORN et al. (1993) gehen bei kletternden Arten wie *A. flavicollis* von besseren Überlebenschancen aus als bei subterrestrisch lebenden Arten wie *C. glareolus*. Nach BRTEK (1986) besitzen Kleinsäuger zwar in einer Flut kein Orientierungsvermögen, sie können sich jedoch an oder auf vertikalen Strukturen wie Büschen oder Bäumen oder auf Deiche retten, wie er bei der Donau-Flut 1965 feststellte. Baumhohlräume insbesondere von Weiden bieten auch Insektivoren eine Chance zu überleben. Retten sich jedoch viele Tiere auf beispielsweise Deiche oder in Heuschober, können Hunger und Streß erhöhte Todesraten zur Folge haben. FISLER (1961) beschrieb für *Microtus californicus* die Reaktionen auf Hochwasser in der San Francisco Bay: In herausragender Vegetation und in Baumspalten konnten sich die Tiere verstecken, wobei eine besonders hohe Toleranz untereinander festzustellen war. Auch einige freischwimmende Tiere wurden beobachtet, die es in dem unruhigen Wasser schwer hatten, obgleich auch diese Art gut schwimmen und bis zu 1,20 m tief und fast 7 m weit tauchen kann (FISLER 1961). HARRIS (1953) beobachtete in Dorchester County bei einem Hochwasser, daß Individuen

von *Microtus pennsylvanicus* sich nicht in größeren Zahlen ans Land retteten, sondern in Höhlen anderer Säugerarten überlebten. Andere kletterten auf herausragende Halme, an denen sie sich über einer Wassertiefe von über 30 cm zuweilen auch festklammerten. Schwimmende und tauchende Exemplare von *M. pennsylvanicus* fand schon PETERSON (1947), der jedoch auch auf das sehr schnelle Durchnässen des Fells nach nur kurzer Zeit im Wasser hinwies. Zwei Exemplare von *M. musculus* überlebten in Australien nachweislich ein 10 Tage andauerndes Hochwasser in Baumnischen (TWIGG & KAY 1992).

Auch in dieser Untersuchung wurde sehr wohl festgestellt, daß die Tiere sich bei geringeren Überschwemmungen noch in herausragenden Grasbüscheln retten konnten; so wurden auf der Fläche F3 im Frühjahr 1996 Exemplare von *A. agrarius*, *M. agrestis*, *S. araneus* und *S. minutus* in umgeknickten Riedbüscheln sogar nach Eisbildung gefangen. Daß sie nicht das nächst höher gelegene Land aufsuchten, bewiesen mehrmalige Fänge; einige Individuen konnten noch lange nach dem Trockenfallen auf der Fläche nachgewiesen werden, ein Tier bis Oktober, andere wurden als sexuell aktive Tiere im Juni erfaßt. Auch nach FISLER (1961) bleiben Kleinsäuger bei Überflutungen in der Nähe ihrer sonstigen Aufenthaltsorte; ein Vorteil des Verbleibens im Revier liegt darin, keine Energie für intraspezifische Auseinandersetzungen an fremden Plätzen zu verschwenden.

Ob andere Tiere versuchten, die Ausweichfläche zu erreichen, ist fraglich, es waren zumindest keine Wiederfänge auf dem trockeneren Standort zu verzeichnen. Erreichten auch bei BRTEKS (1986) Untersuchungen Tiere das rettende Ufer und konnten auch NIETHAMMER & KRAPP (1978) Exemplare von *M. arvalis* beobachteten, die an der Siegmündung, durch Hochwasser gezwungen, schwimmend die wenige Meter entfernte Dammböschung aufsuchten, so ist hierbei nicht zu vergessen, daß sich die Überflutungen der vorliegenden Untersuchung nicht im Sommer, sondern jeweils im Februar ereigneten. Tiere, die in der vorliegenden Untersuchung vielleicht versuchten, schützendes Land zu erreichen, waren der Nässe bei Kälte ausgesetzt, wobei sie bei durchnäßigem Fell über die relativ große Oberfläche zu viel Wärme abgeben. Auch HAFERKORN et al. (1993) stellten fest, daß durchnäßte Kleinsäuger im zeitigen Frühjahr besonders dann, wenn keine Baumhöhlen vorhanden sind, hohe Wärmeverluste ausgleichen müssen. So wies schon BLUMENBERG (1982) auf den Kältetod bei *M. arvalis* bei 10°C und durchnäßigem Fell hin. Die Temperaturen zum Zeitpunkt der Überschwemmungen lagen in der vorliegenden Untersuchung noch weit darunter. Selbst, wenn die Tiere über geringere Entfernungen höher gelegenes Land aufsuchen konnten, dürften ihre Überlebenschancen im nassen Zustand minimal gewesen sein.

Aber auch unter wärmeren Bedingungen sind Kleinsäuger bei längeren Entfernungen zu Ausweichflächen Gefahren ausgesetzt (HARRIS 1953). FISLER (1961) fand nach höheren Überflutungen bei San Francisco unzählige tote Tiere, die ertrunken sein könnten; auch einen hohen Prädationsdruck spricht er an, da er beobachten konnte, wie Greifvögel die schwimmenden Tiere faßten. Der Prädationsdruck auf die geschwächten Tiere wird auch hier, ebenso wie die große Strömung, die HAFERKORN et al. (1993) schon als kritischen Faktor diskutierten, zu den hohen Mortalitätsraten beigetragen haben.

Von Bedeutung für die Überlebenschancen der Kleinsäuger ist weiterhin die Dauer der Überflutung, wie schon FLOWERDEW et al. (1977) feststellten; bei ihren Untersuchungen konnten Tiere wie *C. glareolus* sich aufgrund ihrer dreidimensionalen Lebensweisen und ihrer Schwimmfähigkeiten durchaus retten, bei länger anhaltenden Überschwemmungen waren jedoch viele Todesfälle zu verzeichnen. Dies ist ein weiterer Hinweis dafür, daß die schweren Folgen des Hochwassers 1997 auf die klimatischen Bedingungen zurückzuführen sind und nicht auf die Dauer der Überflutung, da der Rückgang des Wassers hier schon nach zwei Tagen erfolgte.

So wurde im Gebiet F3 bei keiner Überflutung ein markiertes Tier auf den Ausweichflächen wiedergefangen. Im Gebiet F5, bei dem ein höher gelegener Weg dicht an die Fläche grenzte, konnte ein einziges Exemplar von *C. glareolus* erfaßt werden. Mit Ausnahme der geringeren Überschwemmung 1996 wurde nach den hohen Überflutungen auch hinterher auf keiner Fläche eines der bekannten Tiere wiedererfaßt, auch nicht auf der Fläche F5, die sich somit mit ihren herausragenden Bäumen und höheren Strukturen nicht als vorteilhafter erwies; bei günstigeren klimatischen Bedingungen wäre dies anzunehmen. So wiesen schon HAFERKORN et al. (1993) höhere Überlebenschancen besonders für Langschwanzmäuse wie *A. flavicollis* in Auwaldbereichen wegen ihres Klettervermögens nach.

Insgesamt läßt sich schließen, daß bei Wasserständen dieses Ausmaßes, bei dem auf den Wiesenflächen auch kein rettendes Gehölz mehr aus dem Wasser ragte und Ausweichflächen zu weit entfernt liegen, in Zusammenhang mit schlechten klimatischen Bedingungen die Kleinsäuger nicht überleben können. Dies schloß auch TURNER (1966), der nach einem Frühjahrshochwasser in Illinois (USA) bei niedrigen Temperaturen keinen Wiederfang von *Peromyscus leucopus* erzielen konnte; die Frage der Abwanderung oder des Todes war somit beantwortet. Es wird folglich in der vorliegenden Untersuchung von einer nahezu vollständigen Vernichtung der Kleinsäugerbestände nach dem Hochwasser 1997 ausgegangen.

Bei sehr günstigen Bedingungen wie beispielsweise dem Vorhandensein nahegelegener Ausweichmöglichkeiten ist ein Überleben dennoch auch im Winter möglich, wie es im Gebiet F4 1995/96 festzustellen war. Immerhin wurden vier markierte Tiere auf der Ausweichfläche wiedererfaßt und zwei von diesen und weitere zwei vorher auf der Fläche markierte Tiere später nach Rückgang des Hochwassers wiedergefangen. Ob diese Tiere sich jedoch schwimmend retten konnten oder schon rechtzeitig das schützende Ufer aufsuchten, bleibt offen.

4.2.2 Wiederbesiedlungsmuster

4.2.2.1 Wiederbesiedlung nach Überflutungen geringeren Ausmaßes

Eine direkte und schnelle Wiederbesiedlung konnte auf der Fläche F4 1996 beobachtet werden. Von 22 vorher auf der Fläche markierten Individuen wurden vier Wochen nach Rückgang des Wassers vier nachgewiesen, hierunter drei Exemplare von *M. agrestis*. Weitere neun bekannte Tiere der Arten *A. agrarius*, *M. agrestis* und *M. arvalis* wanderten zur selben Zeit ein, und es wurden insgesamt in dieser Fangwoche sogar 11 Rodentier mehr registriert als unmittelbar vor dem Hochwasser. Dies spricht für eine schnelle Reaktion der Langschwanzmäuse und Wühler, doch nicht der Spitzmäuse, die in dieser Zeit nur mit knapp über 10 % ihres vorherigen Bestandes nachzuweisen waren. Ob sich die Soricidenzahl durch Todesfälle oder durch Abwanderung verringerte, bleibt offen. Auf jeden Fall wird deutlich, daß die Wiederbesiedlung auf den Flächen 1996 ein völlig anderes Bild ergibt als die Wiederbesiedlung der Flächen 1997, auf denen kein Tier überlebte.

Daß Überschwemmungen unterschiedliche Auswirkungen auf die Arten zur Folge haben, fanden schon FLOWERDEW et al. (1977); sie wiesen für *C. glareolus* eine stark reduzierte Individuenzahl, für *M. agrestis* im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung eine völlige Bestandsvernichtung und für *A. sylvaticus* keine Beeinflussung nach. Es ist davon auszugehen, wie in der vorliegenden Untersuchung festgestellt werden konnte, daß je nach Beeinträchtigung der Individuenzahl eine unterschiedliche Wiederbesiedlung durch die verschiedenen Arten stattfindet. In diesem Zusammenhang fanden auch HAFERKORN et al. (1993) nach Rückgang des Hochwassers einen früheren Zeitpunkt der Wiederbesiedlung mit mehr Exemplaren durch *A. flavicollis* als durch *C. glareolus*, da eine höhere Zahl an Überlebenden bei *A. flavicollis* angenommen wurde. Auch nach TWIGG & KAY (1992) ist neben der Einwanderung vielmehr das Überleben der Tiere auf der Fläche für die spätere Populationsentwicklung von Bedeutung.

Auch auf der Fläche F3 nahmen 1996 nach Rückgang des geringeren Hochwassers die Individuenzahlen aller drei zu dieser Zeit vorkommenden Arten *M. agrestis*, *A. agrarius* und *S. araneus* innerhalb von vier Wochen wieder schnell zu, wobei es sich neben zugewanderten Tieren auch um residente, die Überschwemmung überlebende Individuen handelte.

4.2.2.2 Wiederbesiedlung nach völligem Zusammenbruch der Kleinsäugerbestände

Durch das Hochwasser im Frühjahr 1997 wurden die Kleinsäugerbestände auf allen untersuchten Flächen nahezu völlig vernichtet. Ausgehend von der Tatsache, daß keine markierten Tiere nach dem Hochwasser wiedergefangen wurden und ein Überleben am Ort nicht vorstellbar ist, ist von einer Wiederbesiedlung durch Immigranten benachbarter Populationen auszugehen. Ein Überleben bei Hochwasser zweifelt auch BLUMENBERG (1982) für *M. arvalis* an. HAFERKORN et al. (1991) fanden sogar im Auwald keine Überlebenden und schlossen auf eine Wiederbesiedlung durch Immigranten benachbarter Flächen.

Für alle Untersuchungsflächen ergaben sich für die drei Lebensformtypen ähnliche Wiederbesiedlungsmuster. Insgesamt begann die Wiederbesiedlung vier bis acht Wochen nach Rückgang des Hochwassers. Nach etwa sechs Monaten waren die Abundanzzahlen des Vorjahres erreicht. Da dieser Zeitraum jedoch in den Herbst fiel, in dem die Populationszahlen ohnehin meist am höchsten sind, wäre ein Vergleich mit Wiederbesiedlungsmustern nach Überschwemmungen zu anderen Jahreszeiten wünschenswert. Ein Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen zeigt eine tendenziell ähnlich schnelle Wiederbesiedlung von Überflutungsgebieten (BLUMENBERG 1982, BRTEK 1986, HAFERKORN et al. 1993).

In der vorliegenden Untersuchung ergab die Wiederbesiedlung nach der Überschwemmung 1997 aufgrund der Immigration ein grundsätzlich anderes Ergebnis als 1996. Die ersten Kleinsäuger wurden bereits nach vier bis acht Wochen nach Rückgang des Hochwassers gefangen. Als erste besiedelten die Soriciden die Flächen, wobei die überwiegende Zahl auf *S. araneus* entfiel. Auf den Flächen F5 und F1 traten sie im Gegensatz zu den höheren Zahlen der Fläche F3 zunächst mit wenigen Exemplaren in Erscheinung, zeigten aber nach wenigen Monaten schon höhere Abundanzen.

Eine schnelle Wiederbesiedlung durch *S. araneus* fanden auch HAFERKORN et al. (1991) nach zwei Frühjahrsüberflutungen. Zu anderen Ergebnissen gelangten allerdings BLUMENBERG (1982) an der Unterelbe und BRTEK (1986) an der Donau, wo *S. araneus* die

Überflutungsflächen innerhalb einer Vegetationsperiode nicht wiederbesiedeln konnte; BRTEK (1986) fand weiterhin für das Wachstum der Insektivorenpopulationen eine sigmoidale Kurve; für *Crocidura* spp. fand er, anders als für *S. araneus*, eine schnelle Wiederbesiedlung mit stabileren Populationen in beiden Vegetationsperioden nach Wasserrückgang. Die Neueinwanderung von *S. araneus* innerhalb von drei Jahren beobachtete HEYDEMANN (1960) nach einer Eindeichung von Koog-Gebieten. Nach YLÖNEN et al. (1991) kann die Einwanderung von Soriciden, insbesondere in isoliertere Gebiete, nur langsam erfolgen, da sie schlechter als Rodentier in der Lage sind, größere Entfernungen zu überwinden.

Die schnelle Wiederbesiedlung durch Soriciden ist eventuell auf die lang anhaltende Staunässe der Untersuchungsgebiete zurückzuführen. Nach JESSAT et al. (1991) steigt die Soriciden-Dichte mit dem Anstieg der Feuchtigkeit; ihre Bevorzugung feuchter Habitate wurde bereits diskutiert. Es ist anzunehmen, daß durch höhere Feuchtigkeit ein höheres Aufkommen von Arthropoden und anderen Arten des Nahrungsspektrums und somit ein besseres Nahrungsangebot für Insektivoren besteht.

Nur auf der Fläche F5, die als einzige dichter an höher gelegenen Flächen lag, wurden vier Wochen nach der Überschwemmung schon Wühler gefangen, wobei für *C. glareolus* aufgrund der herausragenden Vegetation als einzige Art ein Überleben nachgewiesen werden konnte. Auf der Fläche F3 wurden Wühler, als erste Art *M. agrestis*, erst nach drei Monaten wieder mit Einzelexemplaren festgestellt, auf der Fläche F1 sogar erst nach fünf Monaten. Ein ähnliches Ergebnis erhielt TURNER (1966) bei Wühlern der Art *P. leucopus* nach Frühjahresüberschwemmungen in Illinois, ebenfalls bei sehr geringen Temperaturen. Nach dem ersten Hochwasser gelang ihm kein Wiederfang, nach einem anderen Februar-Hochwasser registrierte er drei Wiederfänge, aber die weitere Populationserholung war langsam: Drei Neufänge machte er vier Wochen, sieben Neufänge acht Wochen und neun Neufänge 12 Wochen nach Rückgang des Wassers.

HAFERKORN et al. (1991) registrierten vier Monate nach einem Aprilhochwasser im Auwald wieder hohe Dichten von *C. glareolus*, was mit den hier gefundenen Daten vergleichbar ist: Auch in der vorliegenden Untersuchung stiegen die Individuenzahlen, wenn auch langsamer, nach der Überschwemmung allmählich an. Ein Maximum folgte im August. *M. agrestis* erreichte auf der Fläche F3 bereits im Juli ihre höchsten Dichten, auf der Fläche F5 ebenfalls erst im August. Bei BRTEK (1986), der insgesamt für Rodentier einen Populationsanstieg mit exponentiellem Charakter noch in derselben Vegetationsperiode fand, zeigten Wühler wie *C. glareolus* erst in der zweiten Vegetationsperiode nach der Überschwemmung wieder hohe Abundanzen. Die Wiederbesiedlung eines durch menschlichen Eingriff zerstörten Waldbereiches, allerdings

ohne Einfluß von Hochwasser, ergab eine Populationserneuerung innerhalb von sechs Monaten durch *C. glareolus* (DICKMANN & DONCASTER 1989).

Für *C. glareolus*, deren Habitate sich durch üppige Strauchschicht mit einer gut entwickelten Krautschicht auszeichnen, ist die auf die Krautschicht begünstigend wirkende Feuchtigkeit der Überflutungsgebiete von Vorteil (JESSAT et al. 1991). Weiterhin ist bekannt, daß *C. glareolus* Staunässe gut ertragen kann (SCHRÖPFER 1984), was die Einwanderung bei noch hohem Bodenwasser auf der Fläche ermöglicht. Auch für das frühe Auftreten der hygrophilen *M. agrestis* sind die gleichen Gründe anzuführen; besonders die Flächen F3 und F5 entsprachen schon kurz nach Wasserrückgang ihren Primärbiotopen.

Wie *M. arvalis*-Populationen auf Hochwasser reagieren, konnte in der vorliegenden Untersuchung aufgrund geringer Fangzahlen im Jahr 1997 nicht festgestellt werden; schon vor der Überflutung waren auf der Fläche F1 keine Bestände zu verzeichnen. Einen groben Anhaltspunkt gibt die hohe Populationsdichte im ersten Fangwinter, die auf das Frühjahreshochwasser 1995 folgte. Die Population hatte sich demnach innerhalb eines Jahres erholt. Nach einer völligen Populationsvernichtung fand BLUMENBERG (1982) ebenfalls bei *M. arvalis* gleiche Abundanzzahlen ein Jahr nach der Überflutung. Bei Untersuchungen von BRTEK (1986) stiegen die Zahlen von *M. arvalis* zwar innerhalb derselben Vegetationsperiode nach den Überflutungen noch an, erreichten aber erst in der zweiten Vegetationsperiode ihr Maximum; dies führte er auch auf die Belegung der von *M. arvalis* bevorzugten Nische durch *M. musculus* direkt nach dem Wasserrückgang zurück, die dann aber, die freie Natur außerhalb der menschlichen Siedlungen sowieso weniger bevorzugend, abwanderte. Für das seltene Vorkommen von *M. arvalis* in der vorliegenden Untersuchung sei erwähnt, daß die Fläche F1, in dem ein Vorkommen zunächst nachgewiesen wurde, aufgrund lang anhaltender Bodennässe für die mehr an trockenere Standorte gebundenen *M. arvalis* nicht mehr in Frage kam und somit auch nicht zu erwarten war (vergl. Kap. 4.1.1.5).

Die Populationen der Langschwanzmäuse erholten sich am langsamsten, wobei aber gerade *A. agrarius* sowieso erst im Herbst in größeren Dichten auftrat. Auf der anderen Seite scheint *A. agrarius* nach PELZ (1980) gegenüber veränderten Umweltbedingungen empfindlicher zu reagieren als andere *Apodemus*-Arten. So zeigten sich hier auf den Flächen zunächst Exemplare von *A. flavicollis*. Neben den Habitatpräferenzen sind an dieser Stelle auch eventuelle Konkurrenzbeziehungen erwähnenswert (vergl. Kap. 4.1.3), die das Auftreten von *A. agrarius* bedingen. In diesem Habitat, mit der durch die Feuchtigkeit gut entwickelten Krautschicht und dem hohen Deckungsgrad, wäre das Auftreten der eher hygrophilen *A. agrarius* früher zu erwarten gewesen.

Bei BRTEK (1986) besiedelten im Gegensatz zu der vorliegenden Untersuchung die Langschwanzmäuse als erste die Überflutungsflächen: *M. musculus*, wie oben erwähnt, *A. flavicollis* und *A. sylvaticus* wiesen schnell hohe Abundanzen auf. Er führte das frühe Erscheinen der *Apodemus*-Arten auf ihre großen Territorien und ihre Mobilität zurück. Auch bei HAFERKORN et al. (1993) besiedelte *A. flavicollis* als erste Art die Überflutungsflächen; die Wiederbesiedlung erfolgte innerhalb von zwei bis drei Monaten. Die Autoren wiesen besonders auf die Fähigkeit des Kletterns bei dieser Art hin. Für das seltenere und spätere Erscheinen von *A. flavicollis* in der vorliegenden Untersuchung ist sicherlich ihre Habitatpräferenz zu nennen: Die Untersuchungsflächen mit ihren ausgeprägten Krautschichten und der hohen Bodenfeuchtigkeit in den Monaten nach der Überschwemmung stellen in keinem Falle ein Optimalhabitat für *A. flavicollis* dar (vergl. Kap. 4.1.1.2).

Auch das Wiederbesiedlungsmuster der in der vorliegenden Untersuchung nicht erfaßten Arten ist ein weiterer interessanter Aspekt. Für *Talpa europaea* wurden unterschiedliche Ergebnisse gefunden: Nach JOHANNESSEN-GROSS & GROSS (1986) war nach einem Hochwasser die Wiederbesiedlung nach drei Wochen abgeschlossen; hingegen diente bei einem weiteren Hochwasser ein Bahndamm zwar als Rückzugsgebiet, die Wiedereinwanderung erfolgte aber nur sehr langsam. Wie in der vorliegenden Untersuchung fand auch BRTEK (1986) für *T. europaea* eine schnelle Einwanderung in die Überflutungsflächen sogar bei sehr nassem Untergrund. Er führte dies auf das erhöhte Nahrungsangebot an Würmern und Insektenlarven bei der Feuchtigkeit zurück. Auch *A. terrestris*, die hier nicht erfaßt wurde, in den Untersuchungsgebieten aber beobachtet werden konnte, überlebt nach BRTEK (1986) eine Flut in Randbereichen oder alten Bäumen und reagiert ähnlich auf ein Hochwasser; *R. norvegicus* sucht hingegen den Schutz landwirtschaftlicher Gebäude während eines Hochwassers auf.

Als Gründe für die Änderungen in der Kleinsäugerzusammensetzung in Überflutungsgebieten führten TWIGG & KAY (1992) zunächst Habitatpräferenzen und interspezifische Auseinandersetzungen auf. Nach ihrer Meinung ist das Überleben der Kleinsäuger bzw. die Erholung der Populationen nach einer Überschwemmung abhängig von der Habitatselektion, der Mobilität und der Abundanz der Arten; ein hohes Anpassungsvermögen an instabile Habitate ist Voraussetzung. Aber gerade Überschwemmungsbereiche bieten auch Vorteile für die Kleinsäuger: Nach SHURE (1971) besiedelt *M. pennsylvanicus* bevorzugt regelmäßig überflutetes Marschland, da ein größerer Deckungsgrad sowie mehr Futter und Wasser verfügbar sind. Das Futterangebot kann sich allerdings für Herbivore in Abhängigkeit von der Dauer der Überflutungen ändern: TERRILL et al. (1991) untersuchten Weidegras diesbezüglich und stellten Veränderungen der Aminosäuren, der organischen Säuren und der Mineralbestandteile

fest, die eventuell *Microtus*-Arten beeinträchtigen. Hochwasserfolgen dieser Art sollten bei weiteren Untersuchungen stärker berücksichtigt werden.

Auch HAFERKORN et al. (1993) führten ein schnelles Populationswachstum auf Überflutungsflächen auf üppiger wachsende Bodenvegetation und reicheres Nahrungsangebot, bedingt durch die Feuchtigkeit, zurück. Ebenso wies BRTEK (1986) auf die Entstehung neuer, bevorzugter Lebensräume durch eine durch Schlick geförderte Primärproduktion hin. Er erwähnt die Eliminierung limitierender Faktoren wie die Auswaschung chlorierter Carbohydrate sowie die Störung der Jäger-Beute-Beziehung für einen gewissen Zeitraum, die eine schnelle Vermehrung unterstützen. Limitierende Faktoren stellen sich nicht so schnell wieder ein wie die Populationen wachsen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß Kleinsäuger durch ihre ausgeprägte Verhaltensplastizität und ihre rasche Vermehrung potentielle Besiedlungspioniere sind. Es ist demnach generell von einer schnellen Wiederbesiedlung von Überflutungsflächen durch Kleinsäuger auszugehen, wie es in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen werden konnte (vergl. auch HALLE 1987).

4.2.3 Immigration

Im Hinblick auf die Frage der Stabilität der Gebiete und der Eignung als Lebensraum ist eine nähere Betrachtung der Immigranten, bzw. der Individuen, die nach Rückgang des Wassers gefangen wurden, von Interesse.

Auf der Fläche F1 erwiesen sich die gefangenen Tiere fast ausschließlich als Durchzügler, nur wenige Besucher waren darunter, Siedler wurden gar nicht registriert. Bei *A. agrarius* handelte es sich vorwiegend um reproduktiv aktive Männchen, die weniger gefangenen Weibchen waren sexuell inaktiv. Anhand der Gewichte konnte der Großteil als subadult klassifiziert werden. Auf der Fläche F3 lag die Rate der Neumarkierten bei über 80 %, nur fünf Exemplare von *M. agrestis*, sexuell inaktiv und aktiv, und zwei sexuell aktive Männchen von *A. agrarius* siedelten. Die meisten gefangenen Tiere waren adulte Durchzügler und Besucher. Auch auf der Fläche F5 lag die Rate Neumarkierter in allen Monaten nach der Überschwemmung weit über 50 %, Siedler kamen hauptsächlich bei *C. glareolus* vor und waren hier meist sexuell inaktive, Subadulte und Adulte; drei adulte sexuell aktive Siedler wies *M. agrestis* auf, von *A. agrarius* siedelte nur ein subadultes Weibchen. Die überwiegend adulten Besucher und Durchzügler überwogen auch hier; *A. agrarius* wies hierbei fast ausschließlich Subadulte auf.

Die große Zahl an Subadulten wirft zunächst die Frage auf, ob diese auch wirklich in Folge von Migration oder Dismigration in das Gebiet gelangten oder nur Jungtiere immigrierter Weibchen waren. Hierzu ist festzustellen, daß die Reproduktionsphase mit trächtigen und laktierenden Weibchen für *M. agrestis* erst ab Juni begann, und daß *A. agrarius* überhaupt erst mit subadulten Tieren in Erscheinung trat, die zwangsläufig eingewandert sein mußten. Nur bei *C. glareolus* mit schon im Mai graviden Weibchen können einige Neufänge tatsächlich auf residente Tiere zurückgehen. Nach LEIRS (1995) sind grundsätzlich Neufänge außerhalb der Reproduktionszeit als Immigranten einzuordnen. DICKMANN & DONCASTER (1989) registrierten bei einer Neubesiedlung eines Gebietes, daß sich die Zuwanderer weitgehend auf Subadulte beschränkten. Nach ihrer Meinung ist Dismigration bei *C. glareolus*, die sich durchaus über 1500 m belaufen kann, das ganze Jahr zu beobachten, aber größere Distanzen werden hauptsächlich von Subadulten zurückgelegt. Bei einer Wiederbesiedlung eines Waldstückes durch *C. glareolus* beobachteten KOZAKIEWICZ & JURASINSKA (1989) die Einwanderung von hauptsächlich leichteren Tieren, die sie als Dismigranten einstufen.

Auch bei anderen Untersuchungen wurden hinsichtlich der Wiederbesiedlung hohe Anteile an Subadulten festgestellt: So fand STICKEL (1946) unter den Einwanderern von *P. leucopus* 36 adulte Männchen, 18 adulte Weibchen und 22 Subadulte. Nach BOYE (1995) befinden sich unter den bis zu 1400 m dismigrierenden Tieren der Gattung *Microtus* überwiegend Männchen, was ebenso das hier gefundene Ergebnis bestätigt; bei einigen Arten ist jedoch auch eine Dismigration gravider Weibchen zu beobachten (BOYE 1995).

Weiterhin ist anzunehmen, daß die Immigration meist aus Populationen benachbarter Flächen erfolgte oder durch Tiere, deren Aktionsräume sowieso dicht an die Überflutungsgebiete grenzten. Ähnlich argumentierten KOZAKIEWICZ & JURASINSKA (1989) bei einer Wiederbesiedlung durch *C. glareolus*. Gerade für diese Art auf der Fläche F5 ist eine Aktionsraumerweiterung naheliegend. Auch STICKEL (1946) stellte dieses Besiedlungsmuster bei *P. leucopus* fest. Bei einer Ausweitung der Aktionsräume ist nach HALLE (1987) allerdings von adulten Tieren auszugehen. Für die Flächen F1 und F5, die sehr großflächig überschwemmt wurden und inmitten der Wasserflächen lagen, war jedoch nur ein Einwandern aus weiterer Entfernung möglich. Der Zeitraum der Rekolonisation wird aber nicht nur von der Entfernung abhängen sondern auch von der Jahreszeit, da sich mit ihr bei vielen Arten die Intensität der Dismigration ändert. Dies argumentierten schon KOZAKIEWICZ & JURASINSKA (1989), die eine Dismigration in Hinblick auf Neubesetzung von Gebieten untersuchten; Dismigration ist ihrer Meinung nach ebenso von der variierenden Population abhängig, wobei die größte Migration im Herbst bei höchster

Dichte zu erwarten wäre. Eine Rekolonisation nach einem Hochwasser zu einer anderen Jahreszeit hätte dem zu Folge ein ganz anderes Bild ergeben können.

Auf die Reproduktionszeiten und die Zeiträume, in denen Juvenile erfaßt wurden, hatte die Überschwemmung, verglichen mit dem Vorjahr, offensichtlich hier bei keiner Art einen Einfluß. Dies konnten auch TWIGG & KAY (1992) bei *M. musculus* nachweisen: Drei Monate nach dem Hochwasser waren schon 30 % der Weibchen trächtig oder laktierend; es gab keinen signifikanten Unterschied bei der Fortpflanzung vor und nach der Überflutung. Auch KOZAKIEWICZ & JURASINSKA (1989) wiesen bei *C. glareolus* unter einwandernden Tieren eine hohe Zahl an sexuell aktiven Weibchen nach, worauf sie das schnelle Populationswachstum zurückführten. Es ist ebenso für die vorliegende Untersuchung anzunehmen, daß die hohen Individuenzahlen zum Herbst hin nach den Überflutungen nicht auf Einwanderer zurückgehen sondern auf Reproduktion auf der Fläche, da sowohl unter den Siedlern als auch unter den Besetzern und Besuchern eine Vielzahl sexuell aktiver Tiere zu verzeichnen war.

4.2.4 Beurteilung der Stabilität der Populationen und der Überflutungsflächen

In Anbetracht der fast alljährlichen hohen Überflutungsereignisse auf allen Untersuchungsflächen stellt sich die Frage, welche Qualität die Habitate tatsächlich für die sie bewohnenden Kleinsäuger bieten und wie sich die gegebenen Umweltbedingungen insgesamt auf die Populationen auswirken. Bei der genaueren Betrachtung des Überlebens auf den Flächen, des Residenzstatus und des Turnovers der Kleinsäuger lassen sich Rückschlüsse hierauf ziehen. Hierbei bezieht sich das Überleben der Kleinsäuger auf den Aufenthalt auf der Untersuchungsfläche. Ein Verschwinden kann somit Tod oder Abwanderung als Ursache haben, was hier jedoch nicht zu unterscheiden war. Sind die Prozesse des Einwanderens und des Verschwindens ausgeglichen, kann eine Population als stabil angesehen werden (LEIRS 1995).

Für alle Arten aller Gebiete ließ sich eine sehr geringe Siedlerrate bei einer meist über 80 % liegenden Rate der Neumarkierten feststellen. Dies spiegelt sich auch bei der Bewertung des Residenzstatus wider: Nicht nur nach den Überflutungen, sondern während der gesamten Untersuchungszeit war stets ein hoher Anteil an Durchzüglern und Besuchern zu verzeichnen. Bewohner, also Siedler und Besetzer, waren jeweils in der Minderheit, was schon für eine Instabilität der Gebiete spricht.

Bei der Überprüfung der Unterschiede zwischen Siedlern und Durchzüglern bzw. Besuchern hinsichtlich des Geschlechtes, des Alters und des Reproduktionsstatus ergaben sich kaum Differenzen. Deutliche Unterschiede zeigten sich lediglich bei *M. agrestis* auf

der Fläche F3, wobei mehr siedelnde Weibchen als Männchen zu beobachten waren und besuchende Weibchen signifikant schwerer waren als residente. Folglich läßt sich schließen, daß es sich bei Durchzüglern nicht hauptsächlich um Subadulte handelte, vielmehr waren es überwiegend adulte Tiere, die sich kurzzeitig auf den Flächen aufhielten und für einen hohen Individuenaustausch sorgten.

Am deutlichsten war dieser Austausch auf der Fläche F1, wo mit Ausnahme von *M. arvalis* fast keine Bewohner, also keine stabilen Bestände, nachgewiesen werden konnten. Auch bei der Betrachtung der Kohorten wies insbesondere *A. agrarius* mit nur kurzzeitig in Erscheinung tretenden Individuen einen wenig seßhaften Charakter auf; ein Überleben auf der Fläche war nie länger als einen Monat zu beobachten. Die wechselnden Ein- und Aus- bzw. Durchwanderungen der Individuen läßt sich anhand der hohen Turnover-Werte belegen. Dieses mit ihren Randzonen reich strukturierte Wiesengebiet ist somit eher als Durchwanderungsgebiet zu bezeichnen und als besonders instabil einzustufen.

Einen weiteren Hinweis auf die Instabilität des Gebietes F1 gibt neben der häufig wechselnden Artenzusammensetzung die hohe Artenzahl. Ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung fand BLUMENBERG (1982) in hochkrautigen Wegrändern eine große aber variierende Zahl von Kleinsäugerarten. Nach SCHRÖPFER (1990) weisen saisonal stabile Habitate stets zwei bis drei Hauptarten und wenigstens eine Begleitart auf, was hier nicht der Fall war. Instabile Habitate besitzen hingegen entweder eine geringe ansässige Artenzahl, wie auf den strukturhomogenen Weiden und Feldern, oder aber eine besonders hohe Artenzahl wie in den durch einen hohen Randeffect ausgezeichneten Ökotonen sowie in den Wiesen und Röhrichten. Als Ökoton ist auch das hier untersuchte Gebiet F1 anzusehen und somit mit seiner hohen Artenzahl als instabil zu bezeichnen, was in diesem Falle nicht oder nur teilweise auf die Überschwemmungsereignisse zurückzuführen ist.

Im Gegensatz hierzu wurden wenigstens zu Beginn der Untersuchungszeit in den anderen Gebieten ausgeglichene Verhältnisse vorgefunden: So wurde auf der Fläche F3 über den gesamten Zeitraum eine ähnliche, auch saisonal beeinflusste Artenzusammensetzung mit zwei dominanten Arten vorgefunden, was nach SCHRÖPFER (1990) schon für eine gewisse Stabilität des Gebietes spricht. Die beiden Hauptarten, insbesondere *M. agrestis* wiesen auch nicht extrem schwankende Turnover-Werte auf, obgleich diese dennoch auf einen stärkeren Individuenaustausch hinwiesen, insbesondere nach Rückgang des Hochwassers. Immerhin überlebten die Individuen beider Arten bis zu vier Monate auf den Flächen. Größere Kohorten konnten, besonders nach dem ersten Fangwinter, beobachtet werden, wobei sich im Regelfall neue Kohorten, die kurzlebiger waren, bildeten. Diese Ergebnisse lassen zusammenfassend bei dem homogenen und somit artenärmeren Gebiet F3 auf eine

größere Stabilität schließen als bei dem Gebiet F1, das aber insgesamt aufgrund des Hochwassereinflusses noch als instabil angesehen werden muß.

Als ausgeglichenstes Gebiet läßt sich das Gebiet F5 beschreiben. Hier überlebten die Individuen am längsten, *C. glareolus* sogar bis zu 10 Monaten. Die Betrachtung der Fangkohorten, insbesondere von *C. glareolus*, aber auch von *M. agrestis*, zeigt stabilere, längerlebige Populationen. *A. agrarius* und *A. flavicollis* wiesen aber auch hier, wie auf den anderen Flächen, sich ständig ändernde Kohorten bei kurzer Aufenthaltsdauer auf. Es wurden fast ausnahmslos nur Durchzügler und Besucher registriert, so daß kein ansässiger Bestand zu irgendeiner Zeit beobachtet werden konnte. Entsprechend hoch fielen die Turnover-Schwankungen für die beiden letzteren Arten aus, die bei den anderen dominanten Arten hauptsächlich nach den Überflutungen ins Gewicht fielen.

Die Instabilität von Überflutungsgebieten wurde auch von anderen Autoren diskutiert (SHEPPE 1972, TWIGG & KAY 1992). SHEPPE (1972) fand eine instabile Population von *Mastomys natalensis* in Überflutungsbereichen, in der nur wenige Exemplare als resident eingestuft werden konnten; verglichen mit der sonst stabilen Population mit residenten Tieren, die wenig Mobilität und nur geringe Turnover-Werte aufwiesen, fand er bei den Tieren im Überschwemmungsbereich hohe Turnover-Raten und keine festen Aktionsräume. Aktionsräume wurden zwar in der vorliegenden Untersuchung nicht berechnet, doch Aktivitätszentrenverlagerungen und hohe Mobilität wurden auch hier beobachtet. LEIRS et al. (1994) fanden ebenso den Unterschied des Aktionsraumes zwischen residenten und nicht residenten Tieren bei *M. natalensis*, bei dem die Residenten einen festen, kleineren Radius besaßen.

Nach SHEPPE (1972) passen sich die Kleinsäuger den Gegebenheiten an, indem sie mobiler sind, teilweise dem Rückgang des Wassers bis zu 15 km folgen, und auch kürzere Reproduktionszeiten aufweisen. Letzteres konnte in dieser Untersuchung allerdings nicht beobachtet werden. Weiterhin bezeichnete er die Berechnung der Aufenthaltsdauer der Tiere auf der Fläche als den besten Index zur Bewertung der Stabilität der Populationen, wie es auch in der vorliegenden Untersuchung angewandt wurde. Ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung fand SHEPPE (1972) am häufigsten Aufenthaltszeiten von einem Monat, selten von bis zu fünf Monaten. Ebenso wie aus den hohen Turnover-Schwankungen und den ständig wechselnden Standorten schloß er hieraus auf eine Instabilität dieses Lebensraumes, die neben dem Hochwasser aus der Veränderung des Angebotes von Futter, Wasser und Deckungsgrad resultierte. Als instabilen Lebensraum bezeichneten auch TWIGG & KAY (1992) den Überschwemmungsbereich in Australien, wobei sie ebenso auf die Bedeutung der Anpassung von *M. musculus* an die veränderten Bedingungen hinwiesen. HALLE (1987) fand bei Wiederbesiedlungsuntersuchungen von

Forstkulturen, jedoch ohne Hochwassereinfluß, ebenfalls höchst instabile Populationen mit sehr hohen Turnover-Raten.

Im Vergleich zu größeren Säugern, die durch ihre höhere Mobilität widrigen Umweltbedingungen eher ausweichen können und in Zusammenhang mit einer längeren Lebensdauer stabilere Populationen aufbauen können, sind Kleinsäuger durch ihre kurze Lebensspanne und geringe Mobilität besonders durch Überschwemmungen betroffen (SHEPPE 1972).

4.3 Methodik und Fangverhalten

4.3.1 Methodenkritik

Bei einer längerfristigen Studie über Populationsdynamik an Kleinsäufern sind Lebendfangfallen Schlagfallen gegenüber vorzuziehen, da beispielsweise Populationsstrukturen nicht verfälscht und durch Markierung und Wiederfang Einzelindividuen beobachtet werden können. Die Kleinsäugererfassung mit Fallenfängen entspricht allerdings nur einer indirekten Beobachtung, wobei die hierbei festgestellten Häufigkeiten nach MÜHLENBERG (1993) besser als Aktivitätsdichten zu bezeichnen sind. Diese Problematik fällt in der vorliegenden Untersuchung weniger ins Gewicht, da in erster Linie Veränderungen zu betrachten sind und nicht absolute Zahlen. Die Vergleichbarkeit ist innerhalb einer Untersuchung gegeben, hingegen sollte sie zwischen verschiedenen Studien unterschiedlicher Autoren aufgrund der Verwendung von einander abweichender Methoden wie Köder, Fallen oder Raster in Frage gestellt werden.

Letztendlich lassen sich bei einem Lebendfang negative Auswirkungen oder weitere ungewünschte Effekte der Fallen bzw. des Fanges auf die Kleinsäuger nicht vermeiden. Viel diskutiert wird hierbei der eventuell auftretende Fallenstreß, der in extremen Fällen sogar eine Änderung der Populationsdichte durch einen Reproduktionsrückgang bewirken kann (GOLLEY 1961). Nach SHEPPE (1966) können Aktionsräume durch das Fangen direkt am Aktivitätszentrum unterschätzt werden. Weiter fand er an *P. leucopus*, daß durch den Bewegungsstau in der Falle die Aktivität nach Entlassen aus der Falle besonders ansteigt. Er weist auf physiologische Veränderungen durch den Fang hin. Gewichtsveränderungen wurden von mehreren Autoren als Folge des Fallenfanges festgestellt (GOLLEY 1961, KORN 1987); einen deutlichen Gewichtsverlust fand SLADE (1991) auch nach mehrmaligem Wiederfang innerhalb von drei Tagen an *Sigmodon huspidus* und *Microtus ochrogaster*.

Bei der Betrachtung der Populationsgröße geht, wie oben genannt, nur die fängige Population mit ein. Der Gebrauch der MNA-Werte wird hier anderen Methoden gegenüber vorgezogen, da nur exakte Zahlen berücksichtigt werden und aus diesem Grunde keine Schätzung erforderlich ist. Bei dem hier vorliegenden Datenmaterial und aufgrund der Tatsache, daß Veränderungen der Individuenzahlen und weniger absolute Zahlen von Bedeutung sind, scheint die MNA-Methode angemessen zu sein. Nach LEIRS (1995) ergeben Populationsgrößenangaben nach dieser Methode keine nennenswerten Unterschiede im Vergleich zu Schätzungen wie der Petersen-, Jolly-Seber- oder anderen Methoden. Während die Populationsgröße bei den letzteren Methoden meist überschätzt wird, wird sie mit der MNA-Methode eher unterschätzt, da nur Tiere berücksichtigt werden, die auch in die Falle gehen. Immerhin war mit einem über 90 %igen Fangerfolg eine hohe Fangwahrscheinlichkeit in allen Gebieten gegeben, was die Wahrscheinlichkeit, einen wesentlichen Populationsteil nicht zu erfassen, minimierte.

Bei Langzeitstudien bietet sich die Auslegung der Fallen in rechteckigen Rastern an, die vor allem die Bewertung von Abundanzschätzungen und Aktionsraumgrößen ermöglicht (SCHRÖPFER 1988). Das Gitter sollte sich inmitten einer homogenen Fläche befinden, was hier bei den Flächen F1 und F5 jedoch nicht gewährleistet werden konnte. Weiter sollte eine ausreichende Größe wie hier von 100 x 100 m gewählt werden, was auf der Fläche F5 nicht umgesetzt werden konnte; je kleiner das Fallengitter ist, um so eher werden Populationsgrößen überschätzt (LEIRS 1995). Nach SCHRÖPFER (1988) sollte der Fallenabstand im Gitter zwischen 5 und 20 m liegen, für die Gattungen *Apodemus* und *Clethrionomys* beispielsweise bei etwa 15 m, für Soriciden eher bei 5 m; ein Fallenabstand von 10 m schien in der vorliegenden Untersuchung in Anbetracht der verschiedenen Arten mit durchaus auch kleineren Aktionsradien geeignet. Bei den Versuchen zum Methodenvergleich mußten jedoch in den entsprechenden Fangperioden die Fallenreihen zusammengelegt werden, so daß der Reihenabstand 20 m betrug.

Um alle Individuen der Fangfläche erfassen zu können, ist ein jeweils ausreichendes Angebot an Fallen nötig. WEILE (1994) schildert in seiner Untersuchung eindrucksvoll, wie ein Tier, welches er anhand der Schneespuren verfolgen konnte, zunächst drei besetzte Fallen aufsuchte, bevor es in der vierten Platz fand. Um eine Fallenkonkurrenz der Tiere ausschließen zu können, sollte die maximale Fangdichte unter 8,33 Fängen/100FE liegen (SIMONETTI 1986). In der vorliegenden Untersuchung wurde dieser Wert nur von *M. agrestis* auf der Fläche F4 mit 8,64 Fängen/100FE überschritten. Auch die Gesamtfangdichten lagen monatlich meist darunter. Mit einem Maximalwert von 19,86 Fängen/100FE im Januar 1995 auf der Fläche F3 scheint die Anzahl von jeweils 100 aufgestellten Fallen pro Hektar vertretbar. Dies bestätigt auch das Ergebnis des Fangerfolges: Bei einem für die Flächen berechneten durchschnittlichen Fangerfolg

zwischen 90,38 % auf der Fläche F5 und 98,14 % auf der Fläche F1, der die Erfassung fast aller bekannten Tiere widerspiegelt, scheint die Fallenanzahl ausreichend zu sein.

Ein weiteres Problem sind hierbei die Aktivitätszeiten der Tiere bzw. die Zeiten der Fallenkontrolle. Bei zu frühen Abendkontrollen können dämmerungsaktive Tiere wie *C. glareolus* die Fallen für streng nachtaktive Arten wie *A. flavicollis* blockieren. Da jedoch nach Anbruch der Dunkelheit keine Kontrollen mehr durchgeführt wurden, war dieses Problem mit einzukalkulieren.

Im weiteren ist die Länge des Stellzeitraumes ein entscheidender Faktor beim Kleinsäugerfang. Nach SCHRÖPFER (1988) stellen vier Nächte einen ausreichenden Zeitraum dar, alle Kleinsäuger einer Fläche zu erfassen. Nach ANSORGE (1983) sind je nach Witterung nach drei Nächten mindestens 50 % der Kleinsäuger abgefangen. STUBBE & STUBBE (1991) sprechen von der Faustregel, daß in den ersten drei Fangnächten 50, 30 und 20 % der Kleinnager gefangen werden, was auch HAFERKORN & LANGE (1991) nachwiesen. In der vorliegenden Untersuchung schwankten die Werte der einzelnen Arten am ersten Tag zwischen 11 und 45 %, am zweiten fingen sich zusätzlich zwischen 11 und 27 %, und am dritten Tag waren nur bei *C. glareolus* fast alle Individuen erfaßt, bei allen weiteren Arten wurden noch unmarkierte Tiere am vierten Tag gefangen. Ein Stellzeitraum von drei bis vier Tagen war also auch hier erforderlich, bei einer längeren Stellzeitdauer ist allerdings mit dem Einwandern weiterer Tiere zu rechnen, die durch den Köder angelockt werden.

Unabhängig von der längeren Fallenstellzeit ist durch angrenzende Aktionsräume benachbarter oder durch angelockte Tiere davon auszugehen, daß der Fang am Rand einer homogenen Fläche größer ist als in der Mitte eines Fallenrasters. Für diesen sogenannten Randeffect schlägt PELIKAN (1968) eine Methode vor, mit der dieser Fehler bei der Populationsgrößenschätzung herausgerechnet werden kann. In der vorliegenden Untersuchung konnte auf diese Korrektur jedoch verzichtet werden, da auf keiner der homogen strukturierten Fangflächen für irgend eine vorkommende Art ein Randeffect gefunden wurde. Von daher wurde der Stellzeitraum von vier Nächten nicht zu lang gewählt.

Auch die Fallen beeinflussen die Fangzahlen. Durch die Verwendung unterschiedlicher Fallentypen mit verschiedener Attraktivität und Fangeffektivität (vergl. Kap. 3.6.1), wie es in dieser Untersuchung gehandhabt wurde, können die Fangergebnisse variieren. Durch Rotation der Fallentypen wurde unter anderem versucht, diesen Einfluß zu minimieren. Allein das Aufstellen der Mehrfachfallen, die gerade den Fang sozialer Arten wie *M. arvalis* unterstützen, verändert die Fangzahlen erheblich. Im weiteren wirken sich die

Art des Köders, das Säubern der Fallen und die Stellplätze der Fallen auf den Kleinsäugerfang aus.

Negativen Einfluß auf die Fangergebnisse nahmen zusätzlich das Abmähen oder Beweiden von Teilen der Fangflächen oder das Mähen oder Ernten angrenzender Wiesen bzw. Felder. Signifikante Unterschiede ergaben sich hierdurch beispielsweise in den Dominanzverhältnissen der Teilflächen F3. Die Betrachtung der Dispersion macht auf allen Flächen den Einfluß von Mahd oder Beweidung deutlich. Aufgrund des Mähens am Ende der Vegetationsperiode wurde Fläche F2, auf der kein Tier mehr gefangen werden konnte, aufgegeben.

Als vorteilhaft erwies sich die Markierungsmethode nach HUGO (1990). Nach einer kurzen Eingewöhnungszeit in die Handhabung konnten fast alle Individuen, einschließlich der komplizierter zu markierenden Wühler, wiedererkannt werden. Schon WEILE (1994), der eine Wiedererkennungsrates von 96,5 % erreichte, diskutierte die Vorteile dieser Markierung, die sich durch lange Haltbarkeit, niedrige Kosten, hohe Kombinationsmöglichkeiten und schnelle Durchführbarkeit auszeichnet. Ein weiterer großer Vorteil dieser Methode gegenüber z. B. der Ohrtätowierung und der Zehenamputation ist darin zu finden, daß die Tiere nur wenig beeinträchtigt werden und Verletzungsmöglichkeiten nicht gegeben sind. Als weitere hervorragende Methode wäre die Transponder-Markierung mit einer 100 %igen Wiedererkennungsrates von Vorteil gewesen, die aber wiederum zu kostenaufwendig ist.

4.3.2 Fängigkeit

Alle Methoden der Populationsgrößenschätzungen und viele andere statistische Auswertmethoden basieren auf der Voraussetzung, daß alle Individuen gleich oft in die Falle gehen. Diese Annahme wurde auf vielfältige Weise unter der Betrachtung vieler einzelner und zusammenwirkender Faktoren widerlegt, so z. B. durch SMITH (1968), der in seiner Arbeit mit *M. musculus* unterstrich, daß der Fang mit Lebendfallen nicht zu statistisch zufälligen Ergebnissen führt. ANDRZEJEWSKI et al. (1971) unterschieden bei den auf Fallen verschieden reagierenden Individuen zwischen „trap-prone“ (fallenzugeneigt) und „trap-shy“ (fallenscheu). Diese Tendenzen sind auf verschiedenste Ursachen zurückzuführen und variieren nicht nur individuell sondern auch zeitlich.

Die Analyse der Wiederfangraten zeigt deutliche Unterschiede in der Fängigkeit. Nicht nur zwischen den Arten sind Variationen im Fangverhalten festzustellen, was in der vorliegenden Untersuchung mit Wiederfangraten von 38,2 % bei *M. arvalis* bis 76,1 % bei *C. glareolus* belegt wurde, auch geschlechtsspezifische Unterschiede sind wie hier am

Beispiel von *C. glareolus* mit einer signifikant höheren Wiederfangrate der Weibchen nachweisbar. Eine höhere Weibchenfängigkeit fand HOFFMANN (1993) für *M. arvalis*, für die in der vorliegenden Untersuchung keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen wurden; die von ihr gefundene Gesamtfängigkeit ist mit 47,6 % jedoch mit dem hier gefundenen Wert vergleichbar. Um etwa 15 % höher liegende Werte für die Wiederfangwahrscheinlichkeit werden für *A. flavicollis* in der Untersuchung von AHRENS (1995) angegeben, die aber ebensowenig wie in der vorliegenden Untersuchung geschlechtsspezifische Unterschiede fand. LEIRS (1995), der bei *M. natalensis* insgesamt für Männchen eine höhere Fängigkeit nachwies als für Weibchen, wies auf jahreszeitliche Unterschiede hin: Die Tiere waren innerhalb der Fortpflanzungszeit fängiger als außerhalb. Trächtige und laktierende Weibchen gingen jedoch wiederum weniger in die Falle als andere sexuell aktive Weibchen. Eine erhöhte Fängigkeit während der Fortpflanzungszeit ist, besonders wohl für die Männchen, sicherlich auf eine ebenfalls erhöhte Aktivität zurückzuführen.

ANDRZEJEWSKI et al. (1967) weisen in ihrer Untersuchung mit *C. glareolus* auf die soziale Stellung der Tiere als beeinflussenden Faktor der Fängigkeit hin; dominante Tiere wiesen eine höhere Fängigkeit auf als subdominante. Auch das Alter kann die Fängigkeit beeinflussen, wie in verschiedenen Studien nachgewiesen wurde: Jungtiere, insbesondere die der Wühler, sind insgesamt weniger fängig (TANTON 1965).

Als weitere Beeinflussung des Fangverhaltens ist der Fallengeruch zu nennen. In der vorliegenden Untersuchung ergab der Versuch, daß alte, mit Mausgeruch behaftete Fallen neuen, noch nicht benutzten Shermanfallen tendenziell vorgezogen werden. Auf einen statistischen Test mußte an dieser Stelle jedoch aufgrund des geringen Stichprobenumfangs verzichtet werden. Auch andere Autoren wiesen eine Verbesserung des Fangerfolges durch schmutzige Fallen nach: MAZDZER, CAPONE & DRICKAMER (1976) erreichten bei *P. leucopus* nach Zugabe von Urin und Kot in saubere Fallen einen um 50 % erhöhten Fangerfolg; bei BOONSTRA & KREBS (1976) setzte sich die Fangzeit für *Microtus townsendii* mit schmutzigen Fallen deutlich herab. Auf der anderen Seite scheinen Fallen gemieden zu werden, die zuvor von einem Feind besucht wurden. In der vorliegenden Untersuchung wurden mit einer Falle, die zuvor von *M. nivalis* aufgesucht worden war, keine Fänge mehr gemacht. STODDART (1982) wies bei *M. agrestis* eine verringerte Fängigkeit bei mit Tigerurin behafteten Fallen nach.

Es ist demnach davon auszugehen, daß der Fangerfolg eines Kleinsäugers entscheidend davon abhängig ist, von wem oder welcher Art die Falle zuvor besucht wurde. In der vorliegenden Untersuchung wurde mit 21,9 % des Gesamtfanges am häufigsten bei *C. glareolus* festgestellt, daß dieselbe Falle nacheinander von der gleichen Art besucht

wurde. Hierfür sprechen ebenso die mit einem Minimum von 10,4 % bei *A. flavicollis* gefundenen Werte. Auch auf die Geschlechterverteilung wirkt sich der Fallengeruch aus. So wurden hier bei *C. glareolus* in der selben Falle am häufigsten zwei Weibchen nacheinander gefangen, während bei den anderen Arten die Geschlechterverteilung aufeinanderfolgend eher ausgeglichen war. STODDART (1982) wies bei *M. agrestis* eine deutliche Bevorzugung der Männchen nach, in Fallen zu gehen, die vorher von Weibchen besucht worden waren. Außerdem stellte er durch Umplazierungen von Fallen fest, daß Individuen die Fallen, in denen sie schon einmal gefangen worden waren, gezielt wieder aufsuchen. Dieses Ergebnis läßt sich auch durch vorliegende Fangzahlen bestätigen: In 165 Fällen wurde ein Tier mindestens zweimal in einer Fangperiode in derselben Falle gefangen. Es wurden maximal bis zu sechs Fänge in derselben Falle bei *A. agrarius* beobachtet, in Prozent des Gesamtfanges gerechnet waren Individuen von *C. glareolus* mit 27,7 % am häufigsten in derselben Falle anzutreffen.

Ein weiterer interessanter Aspekt bei der Betrachtung des Fangverhaltens ergibt sich bei der Nutzung von Mehrfachfallen. Insgesamt entfielen in der vorliegenden Untersuchung 43,8 % aller mit Mehrfachfangfallen erzielten Fänge auf Mehrfachfänge. Bis zu sechs Tiere wurden in einer Falle beobachtet. Von den Doppelfängen entfielen über 70 %, von den Dreifachfängen über 60 % auf Fänge gleicher Art, wovon eine klare Bevorzugung von Artgenossen abzuleiten ist. So fand auch KALINOWSKA (1971), daß *C. glareolus* Fallen mit Artgenossen leeren Fallen vorzieht. Die Unterschiede zwischen den Arten sind hierbei jedoch erheblich, entfallen letztendlich hier allein über 40 % aller Mehrfachfänge auf die besonders sozial lebende Art *M. arvalis*. Besonders häufig wurden allerdings Subadulte gemeinsam angetroffen. Dies fanden auch VERHAGEN & VERHEYEN (1982) an *A. sylvaticus* und *C. glareolus*, was sie mit der gemeinsamen Exploration der Jungtiere begründeten. Adulte fingen sie hingegen im Winter öfter gemeinsam als im Sommer und sexuell inaktive Tiere öfter als sexuell aktive Tiere gemeinsam. Dazu wurden in der vorliegenden Untersuchung keine Hinweise gefunden, dafür bestätigen sich aber die Angaben der Autoren, daß verschiedene Arten sich untereinander meiden. KALINOWSKA (1971) wies eine starke Vermeidung von *C. glareolus* nach, in Fallen zu gehen, die mit *A. flavicollis* besetzt waren, während *A. flavicollis* ebenso oft in leeren Fallen wie in Fallen mit *C. glareolus* gefangen wurden. Nach ANDRZEJEWSKI & OLSZEWSKI (1963) ändert *C. glareolus* als subdominante Art seine räumlichen und zeitlichen Aktivitäten, um *A. flavicollis* zu meiden. Eine intraspezifische Vermeidung ist nach VERHAGEN & VERHEYEN (1982) besonders bei territorialen Arten zu erwarten. Sie wiesen dies für *S. araneus* und *S. minutus* nach, wogegen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung dies mit einem Mehrfachfanganteil von 28,4 % des Gesamtfanges zumindest für *S. araneus* nicht bestätigen können. Trotzdem dürften aus dem Vorkommen von Mehrfachfängen

Rückschlüsse auf Territorialität und soziale Beziehungen zu ziehen sein. Nach REICH & TAMARIN (1984) stellen Mehrfachfänge ein Maß für soziale Motivation und Stabilität dar.

Weitere Einflüsse auf das Fangverhalten ergeben sich durch die Wahl des Köders. Obgleich der hier verwendete Haselnuß-Köder von allen Arten angenommen wurde und von LÜTT (1982) sogar aufgrund seines hohen Fettgehaltes auch für *S. araneus* attraktiv angesehen wird, hätten sicherlich verschiedene Köder zu unterschiedlichen Ergebnissen geführt. So gehören Haselnußkerne eigentlich auch nicht in das normale Nahrungsspektrum der Wühler. Die Attraktivität des Köders kann auch, je nach dem Nahrungsangebot auf der Fläche, jahreszeitlich schwanken; TANTON (1965) wies bei *A. sylvaticus* eine jahreszeitlich veränderte Fängigkeit aufgrund verschiedener Verfügbarkeit des Köders nach. Sogar die Platzierung des Köders in der Falle scheint sich auf das Fangverhalten auszuwirken, wie SEALANDER (1958) an *M. musculus* nachwies.

Zusätzlich sind unterschiedliche Fängigkeiten der Arten ebenso auf verschiedene Fallentypen (vergl. Kap. 4.3.3) zurückzuführen wie auf unterschiedliche Stellplätze der Fallen. So ist bei Bodenfallen eine Unterrepräsentation von *M. minutus* als Nutzer des dreidimensionalen Halmwaldes anzunehmen. Der Fang von Wühlern gelingt nach SCHRÖPFER (1988) am besten, wenn die Fallen in den Gängen und an den Löchern aufgestellt werden und weniger bei Aufstellung im Raster, wie es hier Verwendung fand. Soriciden lassen sich hingegen eher in Barberfallen fangen als in Kastenfallen und werden auch von daher hier unterrepräsentiert sein.

Auch die Fallengröße und die Lichtverhältnisse wirken auf die Fängigkeit der Tiere. So stellte HERTER (1949) bei *M. musculus* eine Bevorzugung großer und dunkler Fallen fest. Interessant ist letztendlich die Tatsache, daß Tiere aus Neugier eine Falle aufsuchen aber nicht unbedingt betreten. SEALANDER (1958) beobachtete dies bei *M. musculus*. Bei *P. leucopus* erzielte SHEPPE (1966) bei nur 16 % aller Fallenbesuche auch einen Fang. In seiner Untersuchung gingen die Tiere im Durchschnitt nach der Hälfte der Aktivitätszeit in die Falle, was einerseits auf Futtersuche, andererseits auf reine Exploration zurückzuführen ist, was er anhand von Fallenfängen ohne Köder nachwies.

Als weitere Einflußgröße auf das Fangverhalten ist das Wetter zu nennen, das sich wie viele bereits erwähnte Faktoren zunächst auf die Aktivität und somit auf das Fangverhalten der Tiere auswirkt. SIDOROWICZ (1960) bestätigt den Einfluß meteorologischer Faktoren auf die Fängigkeit in seiner Untersuchung an *A. flavicollis* und *C. glareolus*. Er nennt Regen als den wichtigsten Faktor, besonders bei einer Dauer von 24 Stunden oder in der Nacht. Variierende Aktivitäten begründet er dabei mit verschieden strukturierter Bodenvegetation. SCHRÖPFER (1988) spricht von einer Verfälschung des Fangerfolges bei

Regen und schlägt eine Verlängerung des Fanges um zwei Nächte vor. Weiterhin wird die Aktivität durch niedrige Temperaturen eher beeinflusst als durch hohe (SIDOROWICZ 1960). VICKERY & BIDER (1981) stellten bei den Gattungen *Peromyscus* und *Clethrionomys* eine erhöhte Aktivität und somit erhöhte Fängigkeit in regnerischen und warmen Nächten fest. *Clethrionomys gapperi* zeigte sich in mondlosen und bewölkten Nächten besonders aktiv. Sie betonen allerdings, daß letztendlich die Aktivität der Kleinsäuger von Prädatoren mehr beeinflusst wird als vom Wetter. Daß auch der Wind die Fängigkeit der Kleinsäuger beeinflussen kann, wies BOWLAND (1987) an Kleinnagern bei Natal nach: Die Fängigkeit war positiv mit der Windstärke korreliert.

4.3.3 Vergleich der Fallentypen

Die Untersuchung hat Unterschiede in der Fangeffizienz der verwendeten Fallen wie auch in der Fängigkeit der Zielarten aufgezeigt. Es stellt sich die Frage nach der optimalen Fangmethode, speziell, welcher Fallentyp repräsentative Ergebnisse ermöglicht. Nach den gefundenen Ergebnissen zu urteilen, ist keine der getesteten Fallen optimal; die Kombination der verschiedenen Fallen gleicht jedoch die Unterschiede weitgehend aus.

Die variierende Präferenz eines Individuums für einzelne Fallentypen aufgrund verschiedener Jahreszeiten oder wechselnder Wettereinflüsse, des Alters oder vorheriger Fangerlebnisse ist bei Fallenfängen zu bedenken (ROSE et al. 1977). Je nach Fangeffizienz der Arten sind Gruben-, Lebend- oder Schlagfallen vorzuziehen (WILLIAMS & BRAUN 1983); bei der Betrachtung des reinen Fangerfolges sind Totfangfallen oft effektiver als Lebendfangfallen, wie es schon WIENER & SMITH (1972) in einem direkten Vergleich zur Shermanfalle an kalifornischen Arten nachwiesen. Für Langzeitstudien und populationsdynamische Untersuchungen sind generell Lebendfangfallen vorzuziehen, und so fanden sie auch in der vorliegenden Untersuchung in Form der Sherman-, Ugglan-, Oos-Drahtwipp- und der Longworthfalle Verwendung. Fangerfolg und Fangpräferenz der verschiedenen Fallentypen wurden in diesem Zusammenhang einer genaueren Analyse unterzogen, wobei auch bei der sogenannten Präferenz genau zwischen der Fängigkeit zu differenzieren ist, die sich aufgrund verhaltensbedingter Bevorzugung oder der Funktion der Falle ergibt.

4.3.3.1 Shermanfalle

Die Shermanfalle wies mit 8 % eine niedrigere Fangeffizienz als die Ugglanfalle auf, aber eine höhere als die Drahtwipp- und die Longworthfalle. Sie wurde von allen Arten in allen Gebieten genutzt, wobei sie von den *Apodemus*-Arten mit jeweils über 20 % des Gesamtanges häufiger frequentiert wurde als die anderen Fallen. Am wenigsten fingen

sich in diesem Fallentyp *M. minutus* und *S. minutus*, was in erster Linie auf das geringe Gewicht dieser Arten zurückzuführen ist. Nur 5,6 % des Gesamtfanges der Shermanfalle entfiel auf die Gewichtsklasse bis 5 g, Tiere niedriger Gewichtsklassen sind hier demnach unterrepräsentiert. Insgesamt wurde für die Shermanfalle ein sehr breites Gewichtsspektrum bis 55 g gefunden, wobei allein 47 % des Fanges auf die Gewichtsklassen von 16 bis 25 g entfallen. Auch HOFFMANN (1995) fing mit der Shermanfalle bei einer Untersuchung in Norddeutschland Tiere aller Gewichtsklassen bis zu 80 g; in Afrika erfaßte sie sogar Kleinsäuger bis zu 160 g (mündl. Mitteilung 1999). Auch sie begründete den zu geringen Fang von *S. minutus* mit dem zu geringen Gewicht von ca. 2,5 g, das für ein Auslösen des Fangmechanismus nicht ausreicht. WEILE (1994) bezeichnet diesen Fallentyp schon ab unter 10 g als unzuverlässig; er beobachtete sogar Exemplare von *A. agrarius*, *S. minutus* und *S. araneus* beim Abtransportieren des Köders aus der Falle.

Insgesamt erlaubt die Fallenkonstruktion mit dem großen Eingang den Eintritt von Tieren aller Größen; so fing sich auch hier *M. nivalis* bis zu siebenmal. Auch Frösche und Vögel wurden gefangen. In der Funktionstüchtigkeit erwies sich die Shermanfalle als drittbeste nach den Mehrfachfallen. Nachteile ergeben sich bei der Falle durch die komplizierte Einstellung des Auslösers auf bestimmte Empfindlichkeiten, das Auslösen durch Erschütterung oder Nichtauslösen durch Festklemmen des Köders unter dem Tritt. Ein Festfrieren des Auslösers im Winter führte zu Fangausfällen; in einer Woche war sogar zu beobachten, daß an jedem Fangtag der Köder ausgeräumt wurde, ohne daß ein einziges Tier gefangen wurde. Wie oben bereits erwähnt, belegten oft andere Tiere als Kleinsäuger die Fallen, auch durch Schnecken war die Falle häufiger geschlossen vorzufinden. Besondere Vorteile weist die Shermanfalle hingegen durch ihr Gewicht und ihre leichte Handhabbarkeit auf, insbesondere wird der Transport durch die Möglichkeit des Zusammenfaltens erleichtert.

Vorteile in der Fängigkeit ergeben sich bei der Shermanfalle durch die von Kleinsäufern bevorzugte Dunkelheit und den Gangeffekt, der den Reiz des Hineinlaufens erhöht. In der vorliegenden Untersuchung wurden allerdings wenige Unterschiede in der Fallenpräferenz bei der Zweifachwahl mit der Shermanfalle gefunden. Während *A. agrarius* und *M. agrestis* keine signifikanten Unterschiede in der Benutzung aufwiesen, war *A. flavicollis* signifikant häufiger in der Sherman- als in der Longworthfalle anzutreffen. *C. glareolus* und *S. araneus* zogen die Ugglanfallen der Shermanfalle vor. HOFFMANN (1995) fand bei ihren ähnlichen Untersuchungen eine Bevorzugung der Shermanfalle durch *M. arvalis* und *A. sylvaticus* im Vergleich mit der Longworthfalle und der kleineren Ugglanfalle. Ursachen der verschiedenen Falleneffekte sind neben den erwähnten Tunneleffekten auch die Querschnitte der Falleneingänge; so fand MORRIS (1968) bei

verschiedenen Wühlern (*Microtus pennsylvanicus*, *Peromyscus maniculatus*, *Clethrionomys gapperi*) eine Präferenz der Sherman- gegenüber der Longworthfalle. Die kleine Öffnung und der lange Fangtunnel der Longworthfalle erhöhen nach seiner Meinung die Hemmschwelle des Eintretens. Die Wirkung verschieden großer Shermanfallen mit unterschiedlich großen Eingängen zeigten MALY & CRANFORD (1985) an *M. pennsylvanicus* und *Oryzomys palustris*: Die höhere Fängigkeit in den größeren Fallen führten sie auf die Vorliebe der Tiere für größere Fallen und nicht auf die Funktionsfähigkeit zurück. Wiederum anders können die Helligkeitseffekte von Maschendrahtfallen auf einige Arten wirken; so wiesen O'FARREL et al. (1994) für den Fang von *Dipodomys stephensi* eine höhere Effektivität mit Maschendraht- als mit Shermanfallen nach. Vielleicht können ähnliche Effekte auch bei *C. glareolus* und *S. araneus* in der vorliegenden Untersuchung für diese Bevorzugung gelten.

Der Totfanganteil der Soriciden war in der Shermanfalle nach der Longworthfalle am zweitgeringsten. Bei den Fallensterblichkeitsraten der Rodentier nahm die Shermanfalle einen mittleren Platz ein. Die völlig geschlossene Metallfalle weist an dieser Stelle Nachteile in der Belüftung und insbesondere in der Isolation auf; gerade im Sommer kann es schnell zu Überhitzungen kommen, was hier jedoch durch eine zusätzliche Isolation vermieden wurde.

Die Shermanfalle ist zusammenfassend als sehr erfolgreiche Lebendfangfalle für das gesamte einheimische Artenspektrum zu bewerten.

4.3.3.2 Ugglan-Mehrfachfallen

Die beiden Ugglanfallen wiesen mit 16,6 % (UA) und 13,6 % (UB) die höchsten Fangeffizienzen auf. Auch diese beiden Fallentypen wurden von allen Arten in allen Gebieten genutzt; besonders hohe Fanganteile besaß die Ugglanfalle A bei *M. minutus*, *M. arvalis* und *S. araneus*, während sich in der Ugglanfalle B bevorzugt die Soriciden fingen. Diese hohen Fanganteile sind sicherlich auch auf die Funktion des Mehrfachfanges zurückzuführen, da gerade *M. arvalis* häufig in Mehrfachfängen anzutreffen waren, ebenso wie die Soriciden mit den oft registrierten Zwei- und Dreifachfängen. Der über die Wippe funktionierende Fangmechanismus erlaubte zudem den Fang auch sehr leichter Tiere. Mit 44,3 % des Gesamtfanges in der Ugglanfalle B fingen sich Tiere bis 10 g. Insgesamt waren in diesem Fallentyp Tiere bis zu 45 g anzutreffen, das Gewichtsspektrum der Ugglanfalle A reichte bis 55 g und wies wie bei der Shermanfalle die höchsten Fangraten bei den mittleren Gewichten auf. Während sich bei der Ugglanfalle B eine Größendifferenzierung der gefangenen Tiere vielleicht auch aufgrund des sehr kleinen Locheinganges ergibt, kann sich dies bei der Ugglanfalle A nicht selektierend auswirken,

was schon der zweimalige Fang von *R. norvegicus* beweist. Dieser in Schweden auch als Bauernfalle verwendete Typ wurde von wenigen Autoren eingesetzt (HEISE 1991, HOFFMANN 1993). HOFFMANN (1993) fand für die kleinere Ugglanfalle mit 12,8 % einen höheren Fangerfolg als für den größeren Typ mit 8,1 %, womit die Werte insgesamt unter den hier gefundenen lagen. Eine hohe Soricidenfängigkeit wies auch sie nach. Bei einer ähnlichen Gewichtsverteilung begründet sie den geringeren Anteil leichterer Tiere in der größeren Falle durch das relativ schwerere Gegengewicht der Wippe.

In der weiteren Funktion erwiesen sich die Ugglanfallen als die besten gegenüber den anderen drei Typen, die Ugglanfalle B wies praktisch keine Ausfälle auf. Die Belegung der Fallen durch Frösche und Schnecken war zwar hinderlich, führte aber nicht zum Verlust der Funktion. Die Wippen funktionierten bis auf eine Ausnahme immer. Nur die Handhabung der Fallen erwies sich als besonders nachteilig, da gerade die großen Ugglanfallen (UA) einen Transport durch ihre Größe und das durch die Holzböden bei Nässe zusätzlich hohe Gewicht erschwerten. Weiterhin war es oftmals schwierig, die Kleinsäuger aus der Falle herauszubekommen, da diese sich gut am Gitter „festhalten“ können. Geringere Nachteile ergaben sich durch die Notwendigkeit, einen Regenschutz zu installieren, obgleich dieser durch die verwandte Isolation von vornherein gegeben war.

Der Totfanganteil der Mehrfachfallen war gegenüber den anderen Fallentypen bei den Soriciden besonders hoch. Eine Ursache kann in den häufigen Mehrfachfängen liegen, die den Streß erhöhen oder auch das Nahrungsangebot verringern; in vielen Fällen waren tote Tiere angefressen oder weitgehend aufgefressen. ANDREZEJEWSKI & WROCLAWEK (1961) führten die hohe Mortalität der Soriciden bei Mehrfachfängen auf Wärmeverluste und Mangel an Futter zurück und weniger auf inter- oder intraspezifische Auseinandersetzungen. Bei den Rodentiermehrfachfängen der vorliegenden Untersuchung wurden weder Bißspuren noch ähnliche Vorkommnisse beobachtet. Die Rodentier wiesen in den Mehrfachfallen weder in Mehrfach- noch in Einzelfängen höhere Sterblichkeitsraten auf.

Insgesamt eignen sich beide Ugglanfallen trotz des etwas umständlicheren Transports hervorragend zum Fang der hier vertretenen Kleinsäugerarten.

4.3.3.3 Drahtwippfalle

Die in der vorliegenden Untersuchung gefundene Fangeffizienz der Drahtwippfalle liegt zwar nur geringfügig hinter dem Fangerfolg der Shermanfalle, doch wies dieser Fallentyp deutliche Nachteile auf: Weder *S. araneus* noch *S. minutus* war mit einem einzigen Fang in dieser Falle vertreten. Die Ursache hierfür liegt sicherlich in der zu groben Maschenweite

des Fangkorbes, wie es schon HOFFMANN (1993) in ihrer Untersuchung andeutet; zwar konnte sie noch *M. arvalis*-Exemplare unter 10 g erfassen, wie auch hier noch Tiere der Gewichtsklasse von 6 bis 10 g gefangen wurden, doch in keinem Fall eine Spitzmaus. Auch GRÜNDLING (1988) fing mit der Drahtwippfalle keine einzige Spitzmaus. Wie bei HOFFMANN (1993) wurde auch in der vorliegenden Untersuchung festgestellt, daß die Fallen häufig geschlossen und die Köder an- oder aufgeessen waren. HOFFMANN (1993) konnte trotzdem eine Fangeffizienz mit dem höheren Wert von 10,6 % nachweisen. Alle anderen Arten dieser Untersuchung nutzten die Drahtwippfalle zu geringeren Anteilen, den höchsten Fanganteil bezogen auf die anderen Fallentypen wies hierbei *C. glareolus* auf.

Die Zuverlässigkeit der Drahtwippfalle war verglichen mit den anderen Fallentypen am schlechtesten. Häufig waren die Fallen geschlossen, meistens wahrscheinlich durch leichte Erschütterungen oder nur durch auf die Wippe gelaufene Bodenarthropoden, wie es schon HOFFMANN (1993) diskutierte. Zwar sind die mit der nach innen schwingbaren Klapptür ausgerüsteten Fallen somit nicht funktionsuntüchtig, wie es anhand einiger Mehrfachfänge bewiesen werden konnte, doch regen sie die Kleinsäuger wohl auch nicht mehr zum Eintreten an. Auch Schmutz oder Köder unter dem Auslöser können zur Nichtauslösbarkeit eine Falle führen, in einem Fall belegte zusätzlich ein Frosch die Falle. Das Fangen größerer Kleinsäuger ist mit diesem Fallentyp auszuschließen. Nach GRÜNDLING (1988) tritt ein weiterer Nachteil der Falle dadurch auf, daß beispielsweise *A. flavicollis* vermutlich in der Lage ist, die Falle von innen zu öffnen.

Der Totfanganteil, der nur für die Rodentier berechnet werden konnte, da kein Soricidenfang erfolgt war, lag über dem Anteil der Ugglanfalle B und unter dem der Longworthfalle. Der ohnehin in allen Fallentypen geringe Totfanganteil der Rodentier wurde hier eventuell durch die Enge und Feuchtigkeit erhöht. Da die Falle nach allen Seiten nur aus grobem Maschendraht besteht, mußte sie zusätzlich abgedichtet und isoliert werden.

Abgesehen von dem geringen Gewicht und Platzverbrauch beim Transport war diese Falle nicht besonders zum Fang der hier zu erfassenden Kleinsäuger geeignet.

4.3.3.4 Longworthfalle

Die Longworthfalle wies von allen verwendeten Fallen mit 3,9 % die geringste Fangeffizienz auf. Hierbei wurde sie von allen Arten in allen Gebieten zwar genutzt, jedoch mit dem jeweils geringsten Anteil; verglichen mit den anderen Arten wies *M. agrestis* den höchsten Fanganteil in der Longworthfalle auf, bezogen auf die Gesamtnutzung der zur Verfügung stehenden Fallentypen. Dieser Anteil war bei

C. glareolus und *S. minutus* am geringsten. Im Gegensatz zu dieser Untersuchung wurde die Longworthfalle in der Untersuchung von HOFFMANN (1993) hervorragend angenommen. Das Gewichtsspektrum der Fänge der vorliegenden Untersuchung reichte bis zu 45 g, wobei der größte Anteil der Gewichtsklasse 21 bis 25 g zuzuordnen war; hiermit ist es dem für die Shermanfalle gefundenen Gewichtsspektrum ähnlich. Dies fand auch HOFFMANN (1993), allerdings mit einem Peak bei 6 bis 10 g. Auch andere Autoren beschreiben den Drahtbügelauslöser der Longworthfalle als sehr sensitiv (GRANT 1970, DELANY 1974). Letzterer erfaßte jedoch in seiner Untersuchung kein Tier unter 10 g. Dies ist mit von PIETSCH (1977) gefundenen Ergebnissen zu begründen: Er stellte fest, daß kleinere Arten wie *S. minutus* unter dem Bügel durchkriechen. PIETSCH & ICKERT (1979) wiesen weiterhin einen Lerneffekt bei *A. sylvaticus* und *M. musculus* nach, wonach diese nach einiger Zeit in der Lage sind, den Bügel zu übersteigen; *M. arvalis*, *C. glareolus* und *M. minutus* lassen sich hingegen voll befriedigend mit der Longworthfalle fangen. Die Autoren schlagen zur Verbesserung der Fangeffektivität das Legen von Trittbrettchen über die Fangbügel vor. In der vorliegenden Untersuchung kann aufgrund kurzer Stellzeiten in dem jeweiligen Fanggebiet ein Lerneffekt der Langschwanzmäuse ausgeschlossen werden.

Eine schlechtere Fängigkeit stellt sich nach GURNELL & FLOWERDEW (1982) auch durch die Versperrung des Tunnels, nicht frei arbeitende oder durch Nistmaterial beeinträchtigte Fangbügel und durch inkorrekt eingestellte Fangsensibilität sowie klemmende Türen ein. In der vorliegenden Untersuchung war die Funktionstüchtigkeit der Longworthfalle durch Nichtauslösen und zugefallene Klapptüren am zweitschlechtesten einzustufen, auch Schnecken störten die Funktionstüchtigkeit. Der kleine, schmale Tunneleingang hält zwar größere Tiere wie *M. nivalis* fern, doch scheint sich dies auch negativ auf die Fängigkeit der Kleinsäuger auszuwirken. Im weiteren ist die schlechte Handhabung der Falle durch die Trennung in Fangtunnel und Nestbox zu nennen.

Der Totfanganteil der Longworthfalle war für die Soriciden am geringsten und für die Rodentier am höchsten, wobei zu beachten ist, daß Fallenmortalität der Rodentier stärker witterungsabhängig ist. Die aus Gewichtsgründen komplett aus Aluminiumblech bestehende Falle weist keinerlei Isolation auf; besonders im Sommer kommt es zu einer übermäßigen Erwärmung (CHITTY & KEMPSON 1949). Zur Isolation wurden in der vorliegenden Untersuchung Styroporplatten aufgeklebt.

Die besonders geringe Fangeffizienz und Nachteile in der Handhabung weisen die Longworthfalle in dieser Untersuchung als schlecht geeignet für die hier erforderlichen Belange aus.

4.3.4 Fallentod

Kleinsäugeruntersuchungen mit Lebendfangfallen haben gegenüber Untersuchungen mit Schlagfallen den Vorteil, daß sie die Populationen nur kurzfristig und geringfügig beeinflussen. Todesfälle durch Fallenfang lassen sich allerdings auch bei dieser Methode trotz der Optimierung in der vorliegenden Untersuchung nicht vermeiden.

Mit einem Totfanganteil von 5,2 % bei den Rodentia und 69,4 % bei den Insektivoren weichen die Werte dieser Untersuchung nur wenig von denen anderer Autoren ab (PERRIN 1975, HUGO 1986, WEILE 1994). Daß der Totfanganteil der Langschwanzmäuse am geringsten ist, bestätigten ebenso die Ergebnisse von TEMPEL-THERAN (1989) und WEILE (1994). Trotz des Fanges durch zwei Winter hindurch lagen die Zahlen der Totfänge für *A. flavicollis*, *C. glareolus* und *S. araneus* noch unter den von WEILE (1994) nur im Sommer und Herbst gefundenen Werten (vergl. Kap. 3.6.4.1).

Entscheidenden Einfluß auf die Fallenmortalität hat die Minimaltemperatur, für die hier bei den Rodentia eine negative Korrelation zur Todesrate gefunden wurde. Auch WEILE (1994) wies mit $r = -0,31$ eine negative Korrelation auf dem 0,1 % Signifikanzniveau nach. PERRIN (1975) spricht insgesamt von einem hohen Einfluß extremer Temperaturen auf die Todesraten; ein zweiter wichtiger Faktor ist der Regen, der besonders bei niedrigeren Temperaturen einen Tod durch Exposition bei Nässe bzw. durch Unterkühlung hervorrufen kann. Eine Korrelation mit den Niederschlagswerten war in dieser Untersuchung allerdings nicht nachweisbar.

Eine um 64 % erhöhte Fallensterblichkeit zeigte sich bei *Apodemus*-Arten und *C. glareolus* bei Studien von CORKE (1967) durch den Einfluß feuchten Nistmaterials. In der vorliegenden Untersuchung wurde versucht, durch die Verwendung des Dämmfilzes ein möglichst trockenes Nistmaterial zu verwenden. Viele anderen Materialien wie Heu (CORKE 1967) hatten sich zuvor als ungeeignet erwiesen. Erhöhte Feuchtigkeit ergibt sich weiterhin durch Bodenwasser, Tau und Kondensation, aber ebenso durch Urin und Kot der Tiere in den Fallen (PERRIN 1975). Kleinere Tiere sind hierbei durch relativ höhere Wärmeverluste stärker betroffen. Auch scheinen Wühler, wie hier erwiesen, sensibler auf die genannten Faktoren zu reagieren als Langschwanzmäuse.

Im Sommer wirken sich auch hohe Temperaturen auf die Mortalität aus. Durch reflektierendes Isolationsmaterial und zusätzliche Kontrollen am Mittag wurde in dieser Untersuchung eine Herabsetzung der Fallensterblichkeit angestrebt. Insgesamt ergeben sich ungünstige Bedingungen in den Fallen durch das Zusammenwirken verschiedener klimatischer Faktoren.

Eine weitere Ursache des Fallentodes kann in inäquatem Futter oder einer zu geringen Futtermenge bestehen, welche in dieser Untersuchung nicht weiter in Erwägung gezogen wird. Ein ausreichendes, von allen Arten auch angenommenes Futterangebot war stets vorhanden.

PERRIN (1975) fand eine leichte Korrelation der Populationsdichte mit dem Fallentod, während PLATT (1968) insgesamt von erhöhter Mortalität bei sich ändernden Populationsdichten spricht. Bei seinen Untersuchungen an *C. gapperi* und *P. leucopus* ergab sich eine Korrelation der Gesamtmortalität mit der metabolischen Rate, die bei aktiven und „nervösen“ Arten am höchsten ist. Weiterhin interpretiert er die zum Winter hin höhere Fallensterblichkeit mit dem erhöhten Alter der Tiere. Aber auch Jungtiere weisen nach ANDRZJEWSKI & WROCLAWEK (1961) eine höhere Fallenmortalität besonders zu Beginn ihrer ersten Aktivitäten auf. Bei ihren Untersuchungen mit *A. agrarius*, *A. flavicollis* und *C. glareolus* zeigten Erstfänge eine höhere Mortalität als Wiederfänge. Dies erklärten sie mit dem hohen Prozentsatz an Immigranten unter den Erstfängen, die in dem neuen Areal eine geringere Resistenz zu besitzen schienen. Bei einer Studie von FERNS (1978) über *M. agrestis* entfielen 71 % der Todesfälle auf Erstfänge. In der vorliegenden Untersuchung erlagen Erstfänge mit einer Todesrate von 5,8 % nicht häufiger dem Fallentod als Wiederfänge. Auch nach PERRIN (1975) ist der Fallentod nicht mit einem mehrmaligen Fang assoziiert. Ebenso wenig fand er Gewichtsunterschiede bei den Fallentoten, hingegen FERNS (1978) bei *M. agrestis* eine erhöhte Mortalität bei Tieren mit Gewichtsverlusten nachwies, die jedoch eventuell auf Nichtannahme des Futters zurückzuführen waren.

Die Todesrate kann weiterhin geschlechtsspezifisch variieren. Während in dieser Untersuchung für keine Art signifikante Unterschiede gefunden wurden, zeigten Männchen von *M. agrestis* bei FERNS (1978) erhöhte Fallensterblichkeit insbesondere während der Fortpflanzungszeit. Er führt dies auf erhöhte Aktivität und Aggressivität der Männchen zurück.

CHITTY (1959) und PLATT (1968) weisen zusätzlich auf physiologischen und psychischen Streß durch die Gefangenschaft hin, der durch Dichteveränderungen der Populationen verstärkt werden kann. Streß und Schock sind nach HUTTERER (1977) mögliche Ursachen für die hohe Soricidensterblichkeit. Außerdem benötigen diese kleinen Tiere mit ihren hohen Stoffwechselraten den größten Teil der Nahrung zur Aufrechterhaltung der konstanten Körpertemperatur (NAGEL 1985). Nach NIETHAMMER & KRAPP (1990) steigert sich die Stoffwechselintensität bei Absinken der Außentemperaturen auf 5 °C von *S. araneus* auf das 1,5fache. In Anbetracht dieser Tatsachen ist ein Köder zu verwenden, der die Defizite möglichst optimal kompensiert. Das Angebot von Mehlwürmern und eine

drei- bis fünfstündliche Kontrolle würden die Überlebenschancen der Soriciden steigern (SYKORA 1978). HABERL & BACH (1995) sprechen sogar von einem idealen Kontrollintervall von eineinhalb Stunden, was jedoch neben dem zusätzlichen Arbeitsaufwand einen Störfaktor für den Rodentierfang darstellen würde. In dieser Untersuchung wurde daher auf die häufigen Kontrollen ebenso verzichtet wie auf das Anlegen von Fluchtlöchern; das Entkommen von beispielsweise *N. fodiens* würde einen Lochdurchmesser von mindestens 1,6 cm erfordern, was jedoch zu einer Überschneidung mit den Größen subadulter Microtinen führen würde. Auch das Aufnagen des Loches durch Rodentier wäre nicht verhinderbar. Zur Reduzierung der Soricidenmortalität wären weiterhin wasserdichte und besser isolierte Fallen unumgänglich (PERRIN 1975).

Daß die Todesrate der Soriciden weniger von saisonalen und klimatischen Faktoren beeinflußt wird als die der Rodentier zeigt die Betrachtung der Totfänge über die Fangmonate. Im Gegensatz zu den Soriciden, bei denen die Todesrate in jedem Monat über 42 % lag, wird bei den Rodentiern eine höhere Überlebenschance in den Sommermonaten deutlich. Der Unterschied der Mortalität war hier zwischen den Sommer- und Wintermonaten ebenso signifikant wie zwischen den Tag- und Nachtfängen. Die erhöhte Fallensterblichkeit in der Nacht ist neben den verschlechterten klimatischen Bedingungen zusätzlich auf den längeren Stellzeitraum zurückzuführen, für den schon WEILE (1994) eine signifikante Korrelation mit der Mortalität nachwies. In den Wintermonaten erfolgten in der vorliegenden Untersuchung die Fallenkontrollen aufgrund der beeinträchtigenden Dunkelheit abends früher als in den Sommermonaten, was zwangsläufig den Stellzeitraum nachts verlängerte.

Zur Verbesserung der Fangbedingungen für die Kleinsäuger wurden in der vorliegenden Untersuchung verschiedene Isolationsmaterialien getestet. Zwar lagen die Überlebenschancen der gefangenen Kleinsäuger mit der Styroporisolierung höher, doch boten sich zu dieser Zeit günstigere klimatische Bedingungen; insbesondere trug die geschlossene Schneedecke zu einer besseren Isolierung bei. Bei einem direkten Versuch zur Zweifachwahl, bei dem keine der Isolierungsvarianten signifikant vorgezogen wurde, konnte kein Unterschied in der Fallensterblichkeit nachgewiesen werden, wobei jedoch der geringe Stichprobenumfang zu beachten ist.

4.4 Schlußbetrachtung

Aus dem europäischen Raum liegen nur wenige Arbeiten zum Einfluß von Überschwemmungen auf Kleinsäugerzönosen vor (BLUMENBERG 1982, BRTEK 1986, HAFERKORN et al. 1993). Viele Fragen bleiben offen. In der vorliegenden Untersuchung konnten Fragen zur Nutzung höher gelegener Nachbarflächen bei Hochwasser, zur Remigration und Wiederbesiedlung geklärt werden; ebenso konnten Fragen über das zeitliche Wiederbesiedlungsmuster der einzelnen Arten auf den verschiedenen Flächen und über die Sukzession der Artenzusammensetzung beantwortet werden. Die langfristige Beobachtung der Populationsdynamik gewährleistete einen Einblick in die Stabilität der Kleinsäugerpopulationen nach Hochwassereinfluß. In diesem Zusammenhang wurde auch ein Ansatz zur Beurteilung von Stabilität und Artendiversität des Lebensraumes Flußaue ermöglicht.

Andere Aspekte mußten zwangsläufig unberücksichtigt bleiben. Sie sollten Gegenstand weiterer Untersuchungen darstellen. So bedarf es besserer Vergleichsmethoden zu gleich strukturierten bzw. ähnlichen Flächen ohne den Einfluß der Überflutung. Der Vergleich zu Flächen, die einem Sommerhochwasser unterliegen, ist zur weiteren Verhaltensdifferenzierung der Kleinsäuger ebenso wünschenswert wie der Vergleich mit zusätzlichen Biotoptypen. Im weiteren sollte das bisher weitgehend unbekannte Raumnutzungsverhalten der Soriciden durch individuelle Markierung analysiert werden. Von besonderem Interesse wäre auch das Verhalten bei Hochwasser.

Die Anwendung der Radiotelemetrie kann detaillierteren Aufschluß über den Verbleib der Individuen während und nach einem Hochwasser geben, ebenso über Nutzung der Wege und Raine und der angrenzenden Nachbarflächen. Diese Methode ist jedoch kostenaufwendig und bei dem ungewissen Zeitpunkt des Einsetzens der Überschwemmungen schwierig realisierbar. Mit der Radiotelemetrie können darüber hinaus Veränderungen der Aktionsraumgrößen festgestellt werden, die wiederum zur Beurteilung der Stabilität der Lebensräume herangezogen werden könnten. Überdies bedarf es einer genaueren Untersuchung benachbarter Kleinsäugerzönosen, da von diesen die Wiederbesiedlung ausgeht.

Von großem wissenschaftlichen Interesse ist auch die Frage, inwieweit sich die Vegetation unter dem Einfluß eines lang anhaltenden Hochwassers verändert und welche Folgen dies auf die Kleinsäugerpopulationen nach sich zieht. In Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot wäre ein interessanter Aspekt, das Auftreten von Arthropoden in Bezug zur Feuchtigkeit einer Fläche zu untersuchen und somit unter anderem auf die Habitatqualität für die Besiedler schließen zu können. Auch der Einfluß der Prädatoren sowie ihre Beeinflussung durch die Veränderung der Kleinsäugerpopulationen sind von

Bedeutung: Die Betrachtung der Kleinsäuger als zentrale Komponente in der Biozönose sollte bei der Analyse der Hochwasserfolgen noch mehr Berücksichtigung finden.

Im weiteren ergaben sich noch ungeklärte Fragen bezüglich der Methodik: Zwar konnten Ergebnisse über Funktion und Attraktivität der fünf verwendeten Lebendfangfallen erzielt werden und Vor- und Nachteile der Fallen und verschiedener Isolierungsmaterialien geklärt werden, doch bedarf es weiterer Versuche zu dieser Thematik. Insbesondere zur Verminderung der Fallenmortalität der Soriciden sollte eine Lösung gesucht werden. Weitere Isolierungsvarianten wären zu testen, auch zur Erleichterung der Handhabbarkeit einiger Fallentypen sind Veränderungen erforderlich.

Zum Fangverhalten der Kleinsäuger sind eine Vielzahl von Versuchsanordnungen denkbar, um weitere Informationen zur Fängigkeit und auf sie wirkende Einflüsse wie Sozialverhalten und inter- und intraspezifisches Verhalten etc. zu erlangen. Für Langzeitstudien, in denen die Fang-Wiederfang-Methode Verwendung findet, ist eine Erweiterung dieses Wissens zur Fehlervermeidung insbesondere bei der Schätzung der Populationsgröße unumgänglich.

Struktur und Altersaufbau von Zoozönosen können Anzeiger für kurzzeitige Veränderungen des Lebensraumes sein. Durch ihre verschiedenen Entwicklungsstadien geben sie Auskunft über Struktur- und Faktorenkomplexe. Da die europäische Landschaft umfangreichen, häufig anthropogen verursachten Veränderungen unterworfen ist, sind langfristige Biomonitoringprogramme zur Erfassung dieser Änderungen von Bedeutung. Unter den Vertebraten dürften Kleinsäuger in Mitteleuropa geeignete Organismen für Biomonitoringprozesse mit direktem Flächenbezug sein (HAFERKORN 1992). Die Daten der vorliegenden Untersuchung tragen zur Klärung der Frage nach der Durchführbarkeit solcher Programme bei.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Mit dem Ziel, Kleinsäugerpopulationen in Überschwemmungsgebieten zu untersuchen und darüber hinaus Informationen über verschiedene Methoden des Fallenfanges zu erlangen, wurden von Oktober 1995 bis Ende September 1997 Freilandstudien durchgeführt. Im Vordergrund der Untersuchungen stand das Verhalten der Kleinsäuger bei Hochwasser, die Populationsdynamik und das Wiederbesiedlungsmuster.

Fünf verschiedene Untersuchungsgebiete im Bereich Gifhorn und Wolfsburg, die regelmäßig überflutet werden, wurden alle ein bis zwei Monate mit Shermanfallen, Ugglanfallen verschiedener Größen, Oos-Drahtwipp- und Longworthfallen befangen.

In insgesamt 33358 Falleneinheiten und 57 Fangperioden wurden bei 2327 Fängen 12 verschiedene Kleinsäugerarten erfaßt und 781 Rodentier markiert. Zu den gefangenen Hauptarten zählten *Apodemus agrarius*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis* und *Microtus arvalis*, die Begleitarten waren *Micromys minutus*, *Mus musculus*, *Mustela nivalis*, *Neomys fodiens*, *Sorex araneus* und *Sorex minutus*.

Die Folgen des Hochwassers waren je nach Ausmaß für die Kleinsäugerpopulationen verschieden: Einige Kleinsäuger überlebten geringere Überflutungen auch bei ungünstigen klimatischen Bedingungen; nahegelegene Ausweichflächen wurden zum Schutz aufgesucht, Rückwanderungen in das trockengefallene Gebiet konnten dokumentiert werden. Hohe Überflutungen zur ungünstigen Zeit des Winters und Frühjahres führten hingegen zum völligen Zusammenbruch der Kleinsäugerbestände.

Die Wiederbesiedlung der Überflutungsflächen begann ein bis zwei Monate nach Rückgang des Hochwassers und erfolgte durch Immigranten benachbarter Populationen. Soriciden wanderten vor den Muriden ein, von denen zuerst die Arvicolinen, später die Murinen nachgewiesen wurden. Nach etwa sechs Monaten waren vergleichbare Artengemeinschaften und Individuenzahlen des Vorjahres erreicht.

Die Überflutungsflächen sind ebenso wie ihre Kleinsäugerbestände als ökologisch instabil einzustufen.

Fangverhalten und Fallentod der Kleinsäuger werden analysiert. Die zum Fang verwendeten fünf Fallentypen sowie zwei Isolierungsvarianten werden verglichen und die Shermanfalle mit anderen Fallentypen in der Zweifachwahl untersucht.

6 LITERATUR

- ABT, K. F. (1992): Die Nahrung von *Apodemus sylvaticus* und *Apodemus flavicollis* während eines Sommers im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). Säugetierkd. Inf. 16, S. 409-419.
- AHRENS, I. (1995): Populationsökologie und Besiedlungsdauer von Kleinsäugetern in Hegebüschen. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- ANDRZEJEWSKI, R., H. FEJGIN UND A. LIRO (1971): Trappability of trap-prone and trap-shy bank voles. Acta theriol. 16 (25), S. 401-412.
- ANDRZEJEWSKI, R. UND M. MAZURKIEWICZ (1976): Abundance of food supply and size of the bank vole's home range. Acta theriol. 21 (17), S. 237-253.
- ANDRZEJEWSKI, R. UND J. OLSZEWSKI (1963): Social behaviour and interspecific relations in *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) and *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). Acta theriol. 7, S. 155-168.
- ANDRZEJEWSKI, R., K. PETRUSEWICZ UND J. WASZKIEWICZ-GLIWICZ (1967): The trappability of *Clethrionomys glareolus* and other ecological parameters obtained by the CMR capture method. Ekol. pol. A 15, S. 709-725.
- ANDRZEJEWSKI, R. UND H. WROCLAWEK (1961): Mortality of small rodents in traps as an indication of the diminished resistance of the migrating part of a population. Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences Cl. II 9 (12), S. 491-492.
- ANSORGE, H. (1983): Zur Wertung der Quadratmethode beim Kleinsäugeterfang. Säugetierkd. Inf. 2, S. 13-18.
- BÄUMLER, W. (1975): Activity of some small mammals in the field. Acta theriol. 20, S. 365-377.
- BÄUMLER, W. (1979): Über den Einfluß von Witterungsfaktoren auf das Wachstum markierter Erdmäuse (*Microtus agrestis* L.). Anz. Schädlingsk., Pflanzenschutz, Umweltschutz 52, S. 4-10.
- BLAIR, W. F. (1957): Adaption of salt marsh mammals to high tides. General Notes, J. Mammal. 38 (4), S. 529-531.
- BLEM, L. B. UND C. R. BLEM (1975): The effect of flooding on length of residency in the white-footed mouse, *Peromyscus leucopus*. The American Midland Naturalist 94 (1), S. 232-236.
- BLUMENBERG, D. (1982): Untersuchungen zur Kleinsäugeterfauna eines Marschgebietes. Z. angew. Zool. 69, S. 309-330.

- BLUMENBERG, D. (1986): Telemetrische und endoskopische Untersuchungen zur Soziologie, zur Aktivität und zum Massenwechsel der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.). Z. angew. Zool. 73, S. 301-334.
- BÖHME, W. (1978a): *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771)-Brandmaus. In: NIETHAMMER UND KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Band 1, Nagetiere I, S. 368-381.
- BÖHME, W. (1978b): *Micromys minutus* (Pallas, 1778)-Zwergmaus. In: NIETHAMMER UND KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Band 1, Nagetiere I, S. 290-304.
- BÖHME, W. UND H. REICHSTEIN (1966): Zum Vorkommen und zur Verbreitung der Brandmaus, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771), am NW-Rande ihres europäischen Areals. Zool. Anzeiger 177 (5/6), S. 319-329.
- BOONSTRA, R. UND C. J. KREBS (1976): The effect of odour on trap responses in *Microtus townsendii*. J. Zoology 9, S. 467-476.
- BOWLAND, A. E. (1987): The effect of wind on small mammal trapping. Lammergeyer 38, S. 35-38.
- BOYE, P. (1995): Dismigration und Migration bei Kleinsäugetern-Untersuchungsmethoden und Naturschutzaspekte. Methoden feldökologischer Säugetierforschung 1 (1995), S. 257-267.
- BOYE, P. (1996): Die Rolle von Säugetieren in mitteleuropäischen Ökosystemen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 46, S. 11-18.
- BROHMER, P. (1984): Fauna von Deutschland, Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg.
- BRTEK, L. (1986): Effect of the historical 1965 flood of the Danube on the populations of small terrestrial mammals. Ekologia (CSSR) 5 (2), S. 113-124.
- BRÜNNER, H. UND C. R. NEET (1991): A parapatric scenery: the distribution and ecology of *Sorex araneus* and *Sorex minutus* (Insectivora, Soricidae) in southwestern Germany. Z. Säugetierk. 56, S. 1-9.
- BUJALSKA, G. (1973): The role of spacing behaviour among females in the regulation of reproduction in the bank vole. J. Reprod. Fert., Suppl. 19, S. 465-474.
- BUJALSKA, G. UND S. M. JANION (1981): Bank vole response to an increase on environmental capacity. Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences Cl. II, 29 (3-4), S. 129-133.
- BUJALSKA, G. UND L. GRÜM (1989): Social organization of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*, Schreber 1780) and its demographic consequences: a model. Oecologia 80, S. 70-81.
- CHELKOWSKA, H., W. WALKOWA UND K. ADAMCZYK (1985): Spatial relationship in sympatric populations of rodents: *C. glareolus*, *M. agrestis* und *A. agrarius*. Acta theriol. 30 (2), S. 51-78.
- CHITTY, D. H. UND D. A. KEMPSON (1949): Prebaiting small mammals and a new design of live trap. Ecology 30, S. 536-542.

- CHITTY, D. (1955): Allgemeine Gedankengänge über die Dichteschwankungen bei der Erdmaus (*M. agrestis*). Z. Säugetierk. 20, S. 55-60.
- CHITTY, D. (1959): A note on shock disease. Ecology 40, S. 728-731.
- CHURCHFIELD, S., HOLLIER, J. UND V. K. BROWN (1995): Population dynamics and survivorship patterns in the common shrew *Sorex araneus* in southern England. Acta theriol. 40 (1), S. 53-68.
- CLARKE, J. R. (1956): The aggressive behaviour of the vole. Behaviour 9, S. 1-23.
- CORBET, G. UND OVENDEN, D. (1982): Pareys Buch der Säugetiere: alle wildlebenden Säugetiere Europas. Hamburg, Berlin: Parey. 187 S.
- CORKE, D. (1967): The death of small mammals in live-traps. J. Zool. London 153, S. 552.
- DELANY, M. J. (1964): A study of the ecology and breeding of small mammals in Uganda. Proc. Zool. Soc. Lond. 142, S. 347-370.
- DELANY, M. J. (1974): The ecology of small mammals. Studies in Biology 51, Institute of Biology, London.
- DICKMANN, C. R. UND C. P. DONCASTER (1989): The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. J. Animal Ecology 58, S. 119-127.
- DIENSKE, H. (191979): The importance of social interactions and habitat competition between *Microtus agrestis* and *Microtus arvalis*. Behaviour 71, S. 1-126.
- DIETERLEN, F. (1988): Echte Mäuse oder Langschwanzmäuse. in: Grzimeks Enzyklopädie der Säugetiere, Kindler Verlag GmbH, München, 648 S.
- DOBRORUKA, L. J. UND Z. BERGER (1985): Säugetiere Europas. Francksche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, 189 S.
- DÖHLE, H.-J., U. LANGE UND M. STUBBE (1991): Variabilität der Wurfgröße bei der Rötelmaus *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). Populationsökologie von Kleinsäugerarten (1991), Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P 42), S. 109-121.
- ELLENBROEK, F. J. M. (1979): Waldspitzmaus und Zwergspitzmaus: Konkurrenten oder nicht? Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1979, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, S. 253.
- ERLINGE, S., I. HOOGENBOOM, J. AGRELL, J. NELSON UND M. SANDELL (1990): Density-related home-range size and overlap in adult field voles (*M. agrestis*) in Southern Sweden. J. Mammal. 71 (4), S. 597-603.
- FELDMANN, R. (1984): *M. minutus* (Pallas 1878)-Zwergmaus. in: Schröpfer, Feldmann und Vierhaus (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. Münster 46 (4), S. 240-246.
- FERNS, P. N. (1978): Trap mortality in *M. agrestis* (L.). Z. Säugetierk. 43, S. 92-101.

- FISLER, G. F. (1961): Behavior of salt-marsh *Microtus* during winter high tides. J. Mammal. 42 (1), S. 37-43.
- FLOWERDEW, J. R., S. J. G. HALL UND J. C. BROWN (1977): Small rodents, their habitats, and the effects of flooding at wicken fen, Cambridgeshire. J. Zool. London 182, S. 323-342.
- FRANK, F. (1953): Zur Entstehung übernormaler Populationsdichten im Massenwechsel der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pallas). Zool. Jahrbuch, Abt. f. Syst. 81, S. 610-624.
- FRANK, F. (1954): Beiträge zur Biologie der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pallas), Teil 1: Gehegeversuche. Zool. Jb. Syst. 82, S. 353-404.
- FRANK, F. (1968): Zur Kenntnis der spanischen Feldmaus (*Microtus arvalis asturianus* Miller, 1908). Bonn. Zool. Beitr. 19, S. 189-197.
- FRANK, F. UND K. ZIMMERMANN (1956): Zur Biologie der nordischen Wühlmaus (*Microtus oeconomus stimmingi* Nehring). Z. Säugetierk. 21, S. 58-83.
- FRANK, F. UND K. ZIMMERMANN (1957): Über die Beziehungen zwischen Lebensalter und morphologischen Merkmalen bei der Feldmaus *Microtus arvalis* (Pallas). Zool. Jb. Syst. 85, S. 283-300.
- GEBZYNSKA, Z. (1964): Morphological changes occurring in laboratory *Microtus agrestis* with age. Acta theriol. 9, S. 67-79.
- GELMROTH, K. G. (1969): Das Aktivitätsmuster von Gelbhalsmäusen (*Apodemus flavicollis*) und Zwergmäusen (*Micromys minutus*) aus dem Raume Kiel. Z. Säugetierk. 34, S. 371-375.
- GLIWICZ, J. (1981): Competitive interactions within a forest rodent community in central Poland. Oikos (Copenhagen) 37, S. 353-362.
- GLIWICZ, J. (1984): Competition among forest rodents: Effects of *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* on *Apodemus agrarius*. Acta Zool. Fennica 172, S. 57-60.
- GLIWICZ, J. (1989): Individuals and populations on the bank vole in optimal, suboptimal and insular habitats. I. Animal. Ecol. 58, S. 237-247.
- GRANT, P. R. (1970): A potential bias in the use of Longworth traps. J. Mammal. 51, S. 831-835.
- GRASSÉ, P. P. (1955): Traité de Zoologie, Bd. 17: Mammifères Masson Paris, S. 1451.
- GRÜNDLING, B. (1988): Die Bedeutung von Habitatstrukturen für Rötel- und Gelbhalsmaus im Naturschutzgebiet Riddagshausen. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- GURNELL, J. UND J. R. FLOWERDEW (1982): Live trapping small mammals. A practical guide. Mammal society 24.

- HABERL, B. UND H. BACH (1996): Eine einfache Methode zur Vermeidung von Spitzmaustotfängen (Soricidae, Insectivora) in Kleinsäuger-Lebendfangstudien. Dt. Gesellschaft f. Säugetierk., 70. Jahrestagung Kiel 1996, Kurzfassungen der Vorträge und Posterdemonstrationen, Sonderheft zum Band 61, Z. Säugetierk., S. 25.
- HABERL, W. (1993): Ecology of Austrian shrews (Soricidae, Insectivora) in a wetland of the Waldviertel region (Lower Austria) and experimental studies on their behaviour. Ph. D. Thesis, Univ. Vienna, 265 S.
- HAFERKORN, J. (1992): Populationsökologie von Kleinsäufern in Auwäldern Mitteleuropas. Dissertation Universität Halle Wittenberg.
- HAFERKORN, J., D. HEIDECHE UND M. STUBBE (1991): Sukzession der Kleinsäugergesellschaft in einem Auwaldbiotop. Populationsökologie von Kleinsäugerarten (1991), Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P42), S. 267-281.
- HAFERKORN, J. UND U. LANGE (1991): Neunjährige Untersuchungen zur Dynamik von Kleinnagern (Muridae, Arvicolidae) in der Saaleaue bei Bernburg. Säugetierkd. Inf. 3 (15), S. 249-260.
- HAFERKORN, J., M. STUBBE UND K. PACHINGER (1993): Abundanzdynamik von Kleinsäufern und Hochwassereinfluß in einem Elbeauwald. Arch. für Natur- und Landschaftspflege 32, S. 227-241.
- HALLE, S. (1987): Die Kleinnager in Rekultivierungsgebieten des rheinischen Braunkohlenreviers: Wiederbesiedlung und Einfluß auf die forstliche Rekultivierung. Z. angew. Zoologie 74, S. 299-319.
- HANSSON, L. (1977): Spatial dynamics of field voles *Microtus agrestis*. Oikos (Copenhagen) 29, S. 539-544.
- HARRIS, V. T. (1953): Ecological relationships of meadow voles and rice rats in tidal marshes. J. Mammalogy 34 (4), S. 479-487.
- HEISE, S. (1991): Untersuchungen zum Wachstum, zur Mortalität und Fertilität der Feldmaus, *M. arvalis* (Pallas, 1779). In: M. STUBBE, D. HEIDECHE UND A. STUBBE (Hrsg.) 1991: Populationsökologie von Kleinsäugerarten, S. 171-181. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P 42).
- HERDEN, C. (1992): Zur Bedeutung von Gewässerufeln für das Habitatnutzungsmuster freilebender Wanderratten (*R. norvegicus*). Semiaquatische Säugetiere, Wiss. Beitr. Univ. Halle, S. 61-69.
- HERTER, K. (1949): Mäuse und Mäusefallen. Z. Tierpsychologie 6, S. 87-110.
- HEUPKE, R. (1992): Untersuchungen an Kleinsäugerpopulationen auf Ackerbrachen und extensiviertem Grünland. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- HEYDEMANN, B. (1960): Zur Ökologie von *S. araneus* L. und *S. minutus* L. Z. Säugetierk. 25, S. 24-29.

- HEYDENREICH, M. (1990): Die Entwicklung von Kleinsäugerpopulationen auf stillgelegten landwirtschaftlichen Nutzflächen. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- HOFFMANN, A. (1993): Kleinsäuger auf Grünbrachen: Populationsdynamik und Methodenvergleich. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- HOFFMANN, A. (1995): Fangeffizienz verschiedener Fallentypen für Kleinsäuger. In: M. STUBBE, A. STUBBE UND D. HEIDECKE (Hrsg.) 1995: Methoden feldökol. Säugetierforschung, Band I, S. 273-280.
- HOMOLKA, M. (1983): On the problem of exanthropic occurrence of *R. norvegicus*. Folia Zool. 32, S. 203-211.
- HUGO, A. (1986): Habitatstrukturen von Kleinsäufern in Bergwäldern (Nationalpark Berchtesgarden). Diplomarbeit TU Braunschweig.
- HUTTERER, R. (1977): Haltung und Lebensdauer von Spitzmäusen der Gattung *Sorex* (Mammalia, Insectivora). Z. angew. Zool. 64, S. 353-367.
- HUTTERER, R. (1990): *Sorex minutus* Linnaeus, 1766-Zwerspitzmaus. In: NIETHAMMER UND KRAPP (Hrsg.) 1990: Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3/1, Insektenfresser, Herrentiere, Wiesbaden, S. 183-206.
- HUTTERER, R. UND H. VIERHAUS (1984): Waldspitzmaus-*Sorex araneus* Linnaeus, 1758. In: SCHRÖPFER, R.; FELDMANN, R.; VIERHAUS, H. (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. 46 (4), S. 54-60.
- JESSAT, M., K. WORSCHKECH UND N. HÖSER (1991): Zur Besiedlung aufgeforsteter Kippengebiete durch Kleinsäuger. Populationsökologie von Kleinsäugerarten (1991). Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P42), S. 365-370.
- JOHANNESSEN-GROSS, K. UND H. GROSS (1986): Verlauf der Wiederbesiedlung einer Flußauenregion durch Maulwürfe (*Talpa europaea* L.) nach zeitweiser Überschwemmung. Z. angew. Zool. 73, S. 135-145.
- JONGE, G. DE (1980): Response to con- and heterospecific male odours by the voles *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Clethrionomys glareolus* with respect to competition for space. Behaviour 73, S. 277-303.
- KALINOWSKA, A. (1971): Trapping of *A. flavicollis* and *C. glareolus* into a double trap. Acta theriol. 16 (4), S. 73-78.
- KLAUS, S., G. HELDMAIER UND D. RICQUIER (1988): Seasonal acclimation of bank voles and wood mice: nonshivering thermogenesis and thermogenetic properties of brown adipose tissue mitochondria. J. Comp. Physiol. B 158, S. 157-164.
- KLUXEN, G. (1992): Untersuchungen zur Populationsdynamik und interspezifischen Konkurrenz bei *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) und *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). Dissertation Naturwissenschaftliche Fakultäten der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.

- KOSEL, P. (1995): Aktivitätsrhythmik der Zwergmaus *M. minutus*. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- KOZAKIEWICZ, M. UND E. JURASINSKA (1989): The role of habitat barriers in woodlot recolonization by small mammals. *Holarctic Ecology* 12, S. 106-111.
- KRAPP, F. UND J. NIETHAMMER (1982): *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761)-Erdmaus. In: J. NIETHAMMER UND F. KRAPP (Hrsg.) 1982: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/I Nagetiere II, S. 349-373, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- KUCERA, E. (1970): Über den Aktionsraum der Gelbhalsmaus *Apodemus flavicollis*. *Säugetierkd. Mitt.* 18, S. 1-6.
- KÜHNELT, W. (1943): Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere. *Biol. gener.* Wien 17, S. 106-146.
- KULICKE, H. (1952): Untersuchungen über Verbreitung, Auftreten, Biologie und Populationsentwicklung der Erdmaus (*Microtus agrestis* L.) in den Jahren 1952-1955. *Archiv für Forstwesen/Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin Ost.* Berlin, Akad.-Verlag, S.820-835.
- KULICKE, H. (1956): Untersuchungen über Verbreitung, Auftreten, Biologie und Populationsentwicklung der Erdmaus (*Microtus agrestis* L.) in den Jahren 1952-1955. *Arch. Forstwesen (Berlin)* 5, S. 820-835.
- LANDKREIS GIFHORN (1990): Landschaftsrahmenplan-Landkreis Gifhorn (Hrsg.; 1987-1990).
- LEIRS, H., R. VERHAGEN & W. VERHEYEN (1994): The basis of reproductive seasonality in *Mastomys* rats (Rodentia: Muridae) in Tanzania. *J. Trop. Ecol.* 10, S. 55-66.
- LEIRS, H. (1995): Population ecology of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834). Implications for rodent control in Africa. *Agriculture Edition Nr.35*, Belgian Administration for Development Cooperation Brussels.
- LINDENSCHMIDT, M. (1984): Zwergspitzmaus- *Sorex minutus* (Linnaeus 1766). In: R. SCHRÖPFER, R. FELDMANN, H. VIERHAUS (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster*, S. 60-68.
- LÖHRL, H. (1938): Ökologische und physiologische Studien an einheimischen Muriden und Soriciden. *Z. Säugetierk.* 13, S. 114-160.
- LOURAN, H. LE (1971): Determination de l'âge par la pesée des cristallins chez quelques espèces de rongeurs. *Mammalia* 35, S. 636-643.
- LÜTERS, W. (1966): Zur Sonnenkompaßorientierung von Säugetieren: Untersuchungen an der Brandmaus, *Apodemus agrarius* Pall. *Dissertation Universität Göttingen*.
- LÜTT, O. (1982): Mit Speck fängt man Mäuse? *Säugetierkd. Mitt.* 4, S. 318-320.
- MACKIN-ROGALSKA, R. (1979): Elements of the spatial organization of a common vole population. *Acta theriol.* 24, S. 171-199.

- MALY, M. S. UND J. A. CRANFORD (1985): Relative capture efficiency of large and small Sherman live traps. *Acta theriol.* 30, S. 165-167.
- MAZDZER, E., M. R. CAPONE UND L. R. DRICKAMER (1976): Conspecific odours and trappability of deer mice (*Peromyscus leucopus noveboracensis*). *J. Mammal.* 67, S. 607-609.
- MORRIS, R. D. (1968): A comparison of capture success between Sherman and Longworth live traps. *Canad. Field-Naturalist* 82, S. 84-87.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. UTB, Heidelberg, 512 S.
- MYLLYMÄKI, A. (1977a): Demographic mechanisms in the fluctuating populations of the field vole *Microtus agrestis*. *Oikos* (Copenhagen) 29, S. 468-493.
- MYLLYMÄKI, A. (1977b): Intraspecific competition and home range dynamics in the field vole *M. agrestis*. *Oikos* 29, S. 553-569.
- NAGEL, A. (1985): Sauerstoffverbrauch, Temperaturregulation und Herzfrequenz bei europäischen Spitzmäusen (Soricidae). *Z. Säugetierk.* 50, S. 249-266.
- NIETHAMMER, J. (1978): *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834)-Gelbhalsmaus. In: NIETHAMMER, J. UND F. KRAPP (Hrsg.) 1978: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 1, Nagetiere I, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. S. 325-336.
- NIETHAMMER, J. UND F. KRAPP (1978): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 1, Nagetiere I, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- NIETHAMMER, J. UND F. KRAPP (1982): *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) Feldmaus. In: J. NIETHAMMER UND F. KRAPP (HRSG.) 1982: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/I Nagetiere II, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, S. 284-318.
- NIETHAMMER, J. UND F. KRAPP (1990): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 3/I Insektenfresser, Herrentiere, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- ODUM, E. P. (1980): Grundlagen der Ökologie. Bd. 1, 2. Auflage, Stuttgart, New York, Thieme Verlag.
- O'FARRELL, M. J., W. A. CLARK, F. H. EMMERSON, S. M. JUAREZ, F. R. KAY, T. M. O'FARRELL UND T. Y. GOODLETT (1994): Use of mesh live trap for small mammals: Are results from Sherman live traps deceptive? *J. Mammal.* 75, S. 692-699.
- OSTERMANN, K. (1966): Zur Aktivität einheimischer Muriden und Gliriden. *Zool. Jb. Allg. Zool.* 66, S. 355-388.
- PALISSA, A. (1991): Zur Ethökologie der Rötelmaus *C. glareolus*. Populationsökologie von Kleinsäugerarten (1991), *Wiss. Beitr. Univ. Halle* 1990/34 (P 42), S. 123-144.
- PELIKAN, J. (1955): Studie über die Standorte von *Microtus arvalis* (Pall.). *Prace Brnenske zakladny CSAV* 27, S. 1-32.

- PELIKAN, J. (1966): Analyse von drei populationsdynamischen Faktoren bei *Apodemus flavicollis* (Melch.). Z. Säugetierk. 31, S. 33-37.
- PELIKAN, J. (1968): The edge effect of the trapping area in estimates of numbers of small mammals. Zool. Listy 17 (2), S. 97-108.
- PELZ, H.-J. (1980): Populationsökologie der Brandmaus, *A. agrarius* (Pallas 1771), an ihrer westlichen Verbreitungsgrenze in Osthessen. II. Biotopwahl und Verhalten. Z. angew. Zool. 67, S. 257-278.
- PERRIN, M. R. (1975): Trap death. Acta theriol. 20, S. 167-174.
- PETERSON, R. L. (1947): Further observations on swimming and diving of meadow voles. J. Mammal. 28, S. 297-298.
- PIECHOCKI, R. (1958): Die Zwergmaus. Die neue Brehmbücherei Nr. 222, Wittenberg, 56 S.
- PIECHOCKI, R. (1966): Zur Verbreitung und Ökologie von *A. agrarius* (Pallas, 1771) im Elbe/Saale-Flußgebiet. Z. Säugetierk. 31, S. 472-476.
- PIETSCH, M. (1977): Kritische Bemerkungen zum Lebendfang von Kleinsäugetern. Z. angew. Zool. 64, S. 119-122.
- PIETSCH, M UND M ICKERT (1979): Untersuchungen zur Fangeffizienz der Longworth-Lebendfalle gegenüber fünf Mäusearten. Z. Säugetierk. 44, S.30-35.
- PLATT, A. P. (1968): Differential trap mortality as a measure of stress during times of population increase and decrease. J. Mammal. 49, S. 331-335.
- POKKI, J. (1981): Distribution, demography and dispersal of field vole, *Microtus agrestis* (L.) in the Tvärminne archipelago, Finland. Acta Zool. Fennica 164, S. 1-48.
- RADDA, A. (1969): Untersuchungen über den Aktionsraum von *A. flavicollis* (Melchior, 1834). Zool. Listy 18 (1): S. 11-22.
- REICH, L. M. UND R. H. TAMARIN (1984): Social dynamics and multiple capture trap associations of meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). Z. Säugetierk. 49, S. 326-334.
- REICHSTEIN, H. (1958/59): Populationsstudien an Erdmäusen, *Microtus agrestis* L. (Markierungsversuche). Zool. Jb. Syst. 86, S. 367-382.
- REICHSTEIN, H. (1959): Populationsstudien an Erdmäusen, *Microtus agrestis* L. (Markierungsversuche). Zool. Jb. Syst. 86, S. 367-381.
- REICHSTEIN, H. (1960a): Untersuchungen zum Aktionsraum und zum Revierverhalten der Feldmaus. Z. Säugetierk. 25, S. 150-169.
- REICHSTEIN, H. (1960b): Das Fortpflanzungspotential der Feldmaus, *Microtus arvalis*, (Pallas 1778) und seine Beeinflussung durch Außenfaktoren. Wiss. Tagung 1959 Kleinmachnow, Tagungsbericht 29, S. 31-39.

- REICHSTEIN, H. (1964): Untersuchungen zum Körperwachstum und zum Reproduktionspotential der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). Z. f. wiss. Zoologie 170 (1-2), S. 113-222.
- REICHSTEIN, H. (1982): *Mus musculus* Linnaeus, 1758-Hausmaus. In: J. NIETHAMMER UND F. KRAPP (Hrsg.) 1982: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/I Nagetiere II, S. 421-451, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- ROSE, R. K., N. A. SLADE UND J. H. HONACKI (1977): Live trap preference among grassland mammals. Acta theriol. 22 (21), S. 296-307.
- SCHARFE, F. UND W. SCHLUND (1992): Habitatwahl bodenlebender Kleinsäuger. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. 67, S. 431-437.
- SCHMIDT, A. (1975): Populationsdynamik und Ökologie der terrestrischen Kleinsäuger des Naturschutzgebietes Schwarzberge. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg, Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften 11 (2/3), S. 78-93.
- SCHMIDT, A. (1980): Nachweis von Farbabweichungen bei der Rötelmaus, *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780). Säugetierkdl. Inform. 4, S. 43-47.
- SCHRÖPFER, R. (1966): Die Säugetierfauna im Gebiet des Heiligen Meeres. Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westf. 28, S. 1-23.
- SCHRÖPFER, R. (1972): Zur Autökologie der Waldspitzmaus *Sorex araneus* L. (Insectivora, Soricidae) im Dümmer-Gebiet/Norddeutsche Tiefebene. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 34 (2), S. 16-24.
- SCHRÖPFER, R. (1984a): Gelbhalsmaus-*Apodemus flavicollis* (Linnaeus, 1758). In: SCHRÖPFER, R.; FELDMANN, R.; VIERHAUS, H. (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. 46, S. 188-192.
- SCHRÖPFER, R. (1984b): Rötelmaus-*Clethrionomys glareolus* (Schreber 1780). In: SCHRÖPFER, R.; FELDMANN, R.; VIERHAUS, H. (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. 46, S. 188-192.
- SCHRÖPFER, R. (1988): Säugetierbiologisches Praktikum, 8. Auflage, Universität Osnabrück.
- SCHRÖPFER, R. (1989): Habitatpräferenz und Struktur silvicoler Theriozönosen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Göttingen 1978) 17, S. 437-443.
- SCHRÖPFER, R. (1990): The structure of European small mammal communities. Zool. Jb. Syst. 117, S. 355-367.
- SCHRÖPFER, R. UND U. HILDENHAGEN (1984): Feldmaus- *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). In: SCHRÖPFER, FELDMANN UND VIERHAUS (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens, Abh. Westf. Mus. Naturk. Münster 46 (4), S. 204-215.

- SCHWARZ, S. S., A. V. POKROVSKI, V. G. ISTCHENKO, V. G. OLJENEV, N. A. OVTSCHINNIKOVA, N. A. UND O. A. PJASTOLOVA (1964): Biological Peculiarities of seasonal generations of rodents, with special reference to the problem of senescence in mammals. *Acta theriol.* 8 (2), S. 11-43.
- SCHWARZENBERGER, T. (1992): Raumnutzung und Aktivitätsrhythmik freilebender Gelbhalsmäuse (*Apodemus flavicollis*, Melchior 1834). Diplomarbeit TU Braunschweig.
- SEALANDER, J. A., D. N. GRIFFIN, J. J. DECOSTA UND D. B. JESTER (1958): A technique for studying behavioral responses of small mammals to trap. *Ecology* 39, S. 541-542.
- SHEPPE, W. (1966): The effect of livetrapping on the movement of *Peromyscus*. *The American Midland Naturalist* 78 (2), S. 471-480.
- SHEPPE, W. (1972): The annual cycle of small mammal populations on a Zambian floodplain. *J. Mammal.* 53 (3), S. 445-460.
- SHURE, D. J. (1971): Tidal flooding dynamics: Its influence on small mammals in barrier beach marshes. *The American Midland Naturalists* 85, S. 36-43.
- SIDOROWICZ, J. (1960): Influence of the weather on capture of micromammalia. 1. Rodents (Rodentia). *Acta theriol.* 9, S. 139-157.
- SIEGMUND, R. UND H.-J. KAPISCHKE (1983): Untersuchungen zur Erfassung der motorischen und lokomotorischen Aktivität der Waldspitzmaus (*Sorex araneus* L.). *Zool. Anz. Jena* 210 (5/6), S. 282-288.
- SIMONETTI, J. A. (1986): On the assessment of trapping success. *Acta theriol.* 31 (14), S. 171-175.
- SMITH, M. H. (1968): A comparison of different methods of capturing and estimating numbers of mice. *J. Mammal.* 49, S. 455-462.
- SOMSOOK, S. UND H. M. STEINER (1991): Zur Größe des Aktionsraumes von *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). *Z. Säugetierk.* 56, S. 200-206.
- STEIN, G. H. W. (1952): Über Massenvermehrung und Massenzusammenbruch bei der Feldmaus. *Zool. Jahrbuch, Abt. f. Syst.* 81, S. 1-26.
- STEIN, G. H. W. (1953a): Über die Umweltabhängigkeit bei der Vermehrung der Feldmaus, *Microtus arvalis*. Populationsanalytische Untersuchungen an deutschen kleinen Säugetieren IV. *Zool. Jb. Syst.* 82, S. 527-547.
- STEIN, G. H. W. (1953b): Über das Zahlenverhältnis der Geschlechter bei der Feldmaus, *Microtus arvalis*. Populationsanalytische Untersuchungen an deutschen kleinen Säugetieren V. *Zool. Jb. Syst.* 82, S. 137-156..
- STEIN, G. H. W. (1955): Die Kleinsäuger ostdeutscher Ackerflächen. *Z. Säugetierk.* 20, S. 89-113.

- STEIN, G. H. W. (1957): Materialien zur Kenntnis der Feldmaus *Microtus arvalis* P. Z. Säugetierk. 22, S. 117-135.
- STEINBORN, G. (1984): Wasserspitzmaus-*Neomys fodiens* (Pennant, 1771). In: SCHRÖPFER, R.; FELDMANN, R.; VIERHAUS, H. (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. 46 (4), S. 65-68.
- STICKEL, L. F. (1946): The source of animals moving into a depopulated area. J. Mammal. 27 (4), S. 301-307.
- STODDART, D. M. (1982): Does trap odour influence estimation of population size of the short-tailed vole, *M. agrestis*? J. Animal Ecol. 51, S. 375-386.
- STRESEMANN, E. (1978): Exkursionsfauna Bd.3, Wirbeltiere. Volk und Wissen, Volkseigener Verlag, Berlin.
- STUBBE, M. UND H. J. DÖHLE (1978): Farbmutanten der Rötelmaus *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). Säugetierkdl. Inf. 2, S. 51-59.
- STUBBE, A. UND M. STUBBE (1991): Langzeitdynamik der Kleinsäugergesellschaften des Hakehwaldes. Populationsökologie von Kleinsäugerarten (1991), Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P 42), S. 231-265.
- SYKORA, W. (1978): Methodische Hinweise zur Kleinsäugerforschung. Abh. u. Ber. Naturkundl. Mus. „Mauritianum“, Altenburg 10, S. 1-33.
- TANTON, M. (1965): Problems of live-trapping and population estimation for the wood mouse, *A. sylvaticus* (L.). J. Animal Ecol. 34, S. 1-22.
- TEMPEL-THERDERAN, K. (1989): Zur Ökologie waldbewohnender Kleinsäuger im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- TERRIL, H., V. G. ALLEN, J. P. FONTENOT, J. A. CRANFORD UND J. G. FOSTER (1991): Influence of flooded soil on chemical composition of annual ryegrass and digestibility by meadow voles. Virginia Journal of Science 42 (1), S. 101-111.
- TURCEK, F. J. (1957): Bemerkungen zur Überwinterung der Feldmaus, *Microtus arvalis*, auf Borstgras-Wiesen. Säugetierkdl. Mitt. 5, S. 170.
- TURNER, R. W. (1966): Effects of flooding on the mouse *Promyscus leucopus*. Transactions of the Illinois State Academy of Science 59, S. 390-391.
- TWIGG, L. E. UND B. J. KAY (1992): Effect of flooding on field populations of house mouse (*M. musculus*). Short Communications, Wildl. Res. 19, S. 145-149.
- VERHAGEN, R. UND W. N. VERHEYEN (1982): Multiple captures as an indicator of social relations in the wood mouse and the bank vole. Acta theriol. 27 (17), S. 231-241.
- VICKERY, W. L. UND J. R. BIDER (1981): The influence of weather on rodent activity. J. Mammal. 62, S. 140-145.

- VIERHAUS, H. (1984): Mauswiesel-*Mustela nivalis* Linnaeus, 1766. In: R. SCHRÖPFER, R. FELDMANN UND VIERHAUS, H. (Hrsg.) 1984: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk., S. 302-305, Münster.
- VIRO, P. UND J. NIETHAMMER (1982): *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780)-Rötelmaus. In: NIETHAMMER, J. UND F. KRAPP (Hrsg.) 1982: Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I, Nagetiere II, S. 109-146.
- WEILE, C. (1994): Populationsökologie von Kleinsäugetern in Hegebüschen unterschiedlicher Größe und Struktur. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- WENDLAND, V. (1975): Dreijähriger Rhythmus im Bestandswechsel der Gelbhalsmaus *A. flavicollis*. Oecologia (Berlin) 20, S. 301-310.
- WENDLAND, V. (1982): Häufigkeitsschwankungen der Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*). Z. Säugetierk. 47, S. 282-286.
- WIENER, J. G. UND M. H. SMITH (1972): Relative efficiencies of four small mammal traps. J. Mammal. 53, S. 868-873.
- WIJNGAARDEN, A. V. (1960): The population dynamics of four confined populations of the continental vole *Microtus arvalis* (Pallas). Versl. Landbouk. Onderz. 66, S. 1-28.
- WILLIAMS, D. F. UND E. BROWN (1983): Comparison of pitfall and conventional traps for sampling small mammal populations. Journal of Wildlife Management 47, S. 841-845.
- WILSON, D. E. UND D. M. REEDER (Eds.) (1993): Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. 2. Edition, Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- YLÖNEN, H., M. STUBBE UND H.-J. ALTNER (1991): Populationsdynamik der Kleinnager eines isolierten Feldgehölzes. Populationsökologie von Kleinsäugetern (1991), Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P42), S. 217-229.
- ZEJDA, J. (1967): Habitat selection in *A. agrarius* (Pallas, 1778) (Mammalia: Muridae) on the border of the area of its distribution. Zool. Listy 16, S. 15-30.
- ZEJDA, J. (1975): Habitat selection in two feral house mouse (*M. musculus* L.) lowland populations. Zool. Listy 24, S. 99-111.
- ZEJDA, J. UND J. PELIKAN (1969): Movements and home ranges of some rodents in lowland forests. Zool. Listy 18 (2), S. 143-162.
- ZIMMERMANN, K. (1949): Zur Kenntnis der mitteleuropäischen Hausmäuse. Zool. Jb. Syst. 78, S. 301-322.

7 ANHANG

Tab. 7.1 : Prozentuale Männchenrate der dominanten Arten

Art	Männchenrate [%]									
	F1	n	F2	n	F3	n	F4	n	F5	n
<i>A. agrarius</i>	63,8	47	5	4	46,1	115	62,5	8	56,1	41
<i>A. flavicollis</i>	60	20	33,3	3	61,1	18	100	3	50	34
<i>C. glareolus</i>	75	4					50	6	61,5	39
<i>M. minutus</i>	53,8	13	100	1	75	4			83,3	6
<i>M. agrestis</i>	52,4	21	72,7	11	65,3	147	56,5	46	45,2	42
<i>M. arvalis</i>	56,1	57	61,6	86			66,7	9		
<i>M. musculus</i>	100	1								

[illegible]

Tab. 7.3: Inputrate (Prozentsatz neu markierter Individuen, bezogen auf MNA) der dominanten Arten in den einzelnen Fangperioden. (Werte für n<3 in Klammern).

Inputrate [%]									
	F1		F2	F3		F5			
	<i>A.agr.</i>	<i>M.arv.</i>	<i>M.arv.</i>	<i>A.agr.</i>	<i>M.agr.</i>	<i>A.agr.</i>	<i>A.fla.</i>	<i>Cl.gl.</i>	<i>M.agr.</i>
N									
D	0	56,3	83,8						
1996 J	0	58,3	79	82,9	38,6				
F			53,6	0	62,5				
M	[100]	77,8		0	55,6				
A			58,8						
M	85,7	0		60	77,8				
J			[100]	75	89,3				
J	100	0							
A			[0]	80	50,0				
S	100	[100]							
O	100	[100]		92,9	75	66,7	100	33,3	53,3
N									
D	0	0		0	85,7	0	[100]	25	36,4
1997 J									
F	0	0		0	[50]	0	0	[50]	33,3
M						0	0	[50]	100
A	0	0		[100]	0				
M	0	0		[100]	[100]	0	0	20	100
J	0	0		[50]	88,9	0	0	42,9	100
J	0	0		85,7	82,1	0	[100]	57,1	80
A	100	0		100	83,3	100	0	66,7	90
S	100	0		100	92,9	100	100	[100]	80

Tab. 7.4 a und b: Anzahlen, Gewichte und reproduktive Aktivität der Männchen und Weibchen der Siedler gegenüber den Besuchern und Durchzüglern der dominanten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum

a) Gewichte [g]

Gebiet/Art	Gewicht [g]							
	Siedler				Besucher und Durchzügler			
	♂	n	♀	n	♂	n	♀	n
F1								
<i>M. arvalis</i>	15,9 ± 1,9	5	16,5 ± 2,4	11	16,1 ± 3	24	16,4 ± 4	14
F2								
<i>M. arvalis</i>	15,1 ± 2,5	16	15,8 ± 2,2	9	16 ± 3,4	33	15,5 ± 3,4	21
F3								
<i>A. agrarius</i>	24,3 ± 5,1	3	19 ± 6,3	7	19,2 ± 4,4	34	18,3 ± 4,9	38
<i>M. agrestis</i>	30,3 ± 10,8	7	20,1 ± 3,7	7	29,2 ± 10,3	64	28,3 ± 8,7	31
F5								
<i>C. glareolus</i>	22,3 ± 6	3	14	1	19,1 ± 5,4	7	24,2 ± 5	7
<i>M. agrestis</i>	33	1	42,3 ± 10,8	3	34,4 ± 11,2	12	23,7 ± 6,8	15

b) Reproduktive Aktivität [%]

Gebiet/Art	Reproduktiv aktive Tiere [%]							
	Siedler				Besucher und Durchzügler			
	♂	n	♀	n	♂	n	♀	n
F1								
<i>M. arvalis</i>	100	5	18,2	11	29,2	24	8,3	14
F2								
<i>M. arvalis</i>	0	16	0	9	21,2	33	4,8	21
F3								
<i>A. agrarius</i>	66,7	3	14,3	7	77,2	34	30,8	38
<i>M. agrestis</i>	42,9	7	42,9	7	61	64	100	31
F5								
<i>C. glareolus</i>	33,3	3	0	1	42,9	7	57,1	7
<i>M. agrestis</i>	100	1	66,7	3	81,8	12	58,3	15

Tab. 7.5: Morisita-Index der dominanten Arten über die einzelnen Fangperioden

	Morisita-Index (J)/ Varianzquotient (F)	Fangperioden															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
F1																	
<i>A. agrarius</i>	J					7,5	16,7	4,4	4,8							13,9	4,6
	F					2,5	1,5	1,3	1,8							2,1	1,6
<i>M. arvalis</i>	J	7,7	5,8	7,4	10,5												
	F	2,8	1,7	3,1	2,7												
F2																	
<i>M. arvalis</i>	J	7,8	4,3	7,2	6,4	6,9											
	F	2,2	2,5	2,1	3	2,7											
F3																	
<i>A. agrarius</i>	J	4,9	1,3	0	2,9	12	16,6	3,3	3,4					0	0	0	2,5
	F	2,4	1,5	0,9	1,6	1,7	4,7	1,4	2					1,0	1,0	0,9	1,8
<i>M. agrestis</i>	J	1,8	2,7	0,8	3,8	2	1,5	2,7	0	0				2,9	2,2		0,8
	F	1,6	1,3	0,9	1,7	1,2	1,4	1,3	1	0,9				1,2	1,6	0,9	1
F5																	
<i>A. agrarius</i>	J	3	47,6							11,1	2,4						
	F	1,5	6,7							2,7	2,2						
<i>A. flavicollis</i>	J	5,8	10								5,3						
	F	2,5	4,7								2,7						
<i>C. glareolus</i>	J	4,4	14,6	5,1	50	0	9,5	2,7	7,5	5,1							
	F	1,9	8	2	6	1	2,1	1,8	3,3	2,4							
<i>M. agrestis</i>	J	1,8	3,2	2,3	0	0	0	0	8,3	0,6	4,8						
	F	1,3	1,9	1,3	1	1	1	1	1,5	0,9	1,5						

Tab. 7.6: Daten zur Berechnung des Randeffektes für die dominanten Arten der Fläche F3 und *M. arvalis* der Fläche F2

a) Fläche F3, *A. agrarius*

Rechteck	Fangpunkte	erwartete Fänge	Fänge	erwartete Fänge/Fangpunkt	Fänge/Fangpunkt
1	36	108	131	2,92	3,64
2	28	84,3	68	2,92	2,43
3	20	60,2	58	2,92	2,9
4	12	36,1	25	2,92	2,08
5	4	12	10	2,92	2,5
Summe	100	292	292		

b) Fläche F3, *M. agrestis*

Rechteck	Fangpunkte	erwartete Fänge	Fänge	erwartete Fänge/Fangpunkt	Fänge/Fangpunkt
1	36	94,7	97	2,63	2,69
2	28	73,6	82	2,63	2,93
3	20	52,6	44	2,63	2,2
4	12	31,6	29	2,63	2,42
5	4	10,5	11	2,63	2,75
Summe	100	263	263		

c) Fläche F2, *M. arvalis*

Rechteck	Fangpunkte	erwartete Fänge	Fänge	erwartete Fänge/Fangpunkt	Fänge/Fangpunkt
1	36	53,3	56	1,48	1,56
2	28	41,4	45	1,48	1,61
3	20	29,6	22	1,48	1,1
4	12	17,8	19	1,48	1,58
5	4	5,92	6	1,48	1,5
Summe	100	148	148		

Tab. 7.7: Aktivitätszentrenverlagerung einzelner Individuen der dominanten Arten über den gesamten Untersuchungszeitraum

Art	von FP zu FP	Distanz [m]
<i>A. agrarius</i> F3	1 zu 2	23,2
	1 zu 2	13,0
	1 zu 2	6,3
	2 zu 4	20,8
	2 zu 4	26,4
<i>C. glareolus</i> F5	1 zu 2	21,9
	2 zu 3	18,2
	7 zu 8	4,1
	8 zu 9	2,2
	1 zu 2	50,2
	1 zu 2	28,9
	1 zu 2	37,3
	2 zu 3	13,0
	3 zu 4	45,3
	4 zu 6	32,7
	6 zu 7	2,2
<i>M. agrestis</i> F5	7 zu 8	10,6
	8 zu 9	2,0
	2 zu 3	17,0

Tab. 7.8: Maximale zurückgelegte Distanzen (Meter) der dominanten Arten zwischen den Fangpunkten innerhalb einer Fangperiode. (Mediane über eine Fangperiode).

	F1				F2		F3				F5							
	<i>A. agrarius</i>		<i>M. arvalis</i>		<i>M. arvalis</i>		<i>A. agrarius</i>		<i>M. agrestis</i>		<i>A. agrarius</i>		<i>A. flavicollis</i>		<i>C. glareolus</i>		<i>M. agrestis</i>	
FP	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n
1					36,0	1	25,0	2			60,0	1	46,0	2	27,0	4		
2					10,0	1	30,0	21					30,0	3	30,0	3	36,0	1
3			25,0	2	20,0	1			22,9	2					52,2	2	22,0	1
4			30,0	2			44,7	3	81,1	2								
5	35,0	4			36,0	1			21,2	2								
6							41,2	2	47,4	8					20,0	1		
7	50,0	2					22,4	1	60,0	1					40,0	5		
8	30,5	4					50,0	1							14,1	2		
9															14,1	3		
10											41,2	5	40,0	1				
11																		
12																		
13																		
14							28,3	1	15,0	6								
15																		
16							41,2	9	78,1	1								
m	35,0		27,5		28,0		35,6		47,4		50,6		40,0		27,0		29,0	

Tab. 7.9: Relative Gesamtfangdichte in den Untersuchungsgebieten in den einzelnen Fangperioden. Arten zusammengefaßt.

Relative Gesamtfangdichte [%]							
	F1	n	F2	n	F3	n	F5 n
N	6,9	40	5,8	25			
D	7,3	18	14,8	52	16,5	76	
1996 J	10,8	34	9,7	27	19,9	71	
F			14,5	43	12,9	39	
M	6,3	16			7,1	18	
A			5,6	26			
M	4,7	14			2,9	12	
J			4,5	14	16,5	56	
J	5,6	36					
A			0	0	7	38	
S	3,3	15					12 52
O	7,1	31			7,6	41	10,7 34
N							
D	1,2	6			5,4	14	5,4 18
1997 J							
F	0,8	5			1,5	3	1,7 8
M							1,8 9
A	0,3	3			2,6	18	
M	0,1	1			1,3	8	1,6 7
J	2,4	17			9,0	44	5 17
J	2	14			14,6	60	6,6 32
A	5	30			6,1	39	9 49
S	7	20			17,0	82	18 71

Tab. 7.10: Prozentuale Nachtaktivität der dominanten Arten in den Fangperioden

		Nachtaktivität [%]												
		F1			F2		F3			F5				
		<i>A. agrarius</i>	<i>M. arvalis</i>	<i>S. araneus</i>	<i>M. arvalis</i>	<i>S. araneus</i>	<i>A. agrarius</i>	<i>M. agrestis</i>	<i>S. araneus</i>	<i>A. agrarius</i>	<i>A. flavicollis</i>	<i>C. glareolus</i>	<i>M. agrestis</i>	<i>S. araneus</i>
1995	N	85,2	100		86,7	90								
	D				64,9	93,5	68,2	54,3	67,9					
1996	J	73,8	96,9				69,2	69,2	62,3					
	F						100	60	57,4					
	M	75,0					55,6	80,5	42,9					
	A				83,3	36,0								
	M	100	100				52,9	73,3	100					
	J						77,8	69,0	91,7					
	J	20	58,6											
	A						88,2	87,1	92,7					
	S	81,8	73,8							88,2	88,2	61,6	92,3	69,2
	O		77,1				85,2	100	70,9	65,2	92,7	67,1	75,0	
	N													
	D		100					40	82,4			78,6	76,9	
1997	J													
	F		100					100	100			78,9	100	100
	M											100	100	100
	A		100						62,3					
	M		100				42,9	100	78,9			100	100	100
	J		100				100	70	76,3			78,9	100	60
	J		81,8				72,7	69,7	80,9			60,0	69,2	87,7
	A	100	100				100	69,2	79,7	100		84,9	100	75,0
	S	88,9	100				92,4	63,6	82,6	72,7	100	100	80	72,7

Tab. 7.11: Durchschnittliche Nachtaktivität der dominanten Arten im Sommer und im Winter

Gebiet/Art	durchschnittliche Nachtaktivität [%]			
	Sommer	n (Fänge)	Winter	n (Fänge)
F1				
<i>A. agrarius</i>	77,6 ± 29,9	82		0
<i>M. arvalis</i>		0	79,5 ± 8,0	59
<i>S. araneus</i>	90,5 ± 15,5	72	94,8 ± 9,9	26
F2				
<i>M. arvalis</i>	83	23	75,8 ± 15,4	58
<i>S. araneus</i>	36	2	91,8 ± 2,5	18
F3				
<i>A. agrarius</i>	78,4 ± 21,3	120	75,6 ± 17,2	172
<i>M. agrestis</i>	75,3 ± 12,1	169	72,0 ± 22,8	93
<i>S. araneus</i>	69,1 ± 18,3	175	82,8 ± 10,9	103
F5				
<i>A. agrarius</i>	81,5 ± 15,6	57		0
<i>A. flavicollis</i>	93,6 ± 5,9	58		0
<i>C. glareolus</i>	80,9 ± 17,7	68	81,1 ± 13,7	21
<i>M. agrestis</i>	90,3 ± 12,9	26	87,9 ± 13,9	16
<i>S. araneus</i>	77,4 ± 14,2	68	100	6

Tab. 7.12 Vegetation der Untersuchungsgebiete (Artenlisten)**Tab. 7.12 a:** Pflanzenarten der Untersuchungsfläche F1 (alphabetisch sortiert)**Untersuchungsfläche F1****Weide**

<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	Weißes Straußgras
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz
<i>Elymus repens</i>	Quecke
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee

Allerufer

<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Elymus repens</i>	Quecke
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Polygonum amphibium</i> var. <i>terr.</i>	Wasser-Knöterich
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Siest
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke

Wegesrand zur Wiese

<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras
<i>Artemisia vulgaris</i>	Beifuß
<i>Bidens spec.</i>	Zweizahn
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuel-Gras
<i>Elymus repens</i>	Quecke
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwingel
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel
<i>Holcus lanatus</i>	Hohniggras
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras

<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche juv.
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Ampfer
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Wasser-Ampfer
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>	Weißer Lichtnelke
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>	Weißer Lichtnelke
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke

Wasserschwaden-Röhricht

<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Polygonum amphibium</i> var. <i>terr.</i>	Wasser-Knöterich
<i>Ranunculus flammula</i>	Brennender Hahnenfuß

Grabenrand, Weide

<i>Berula erecta</i>	Berle
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzyper-Segge
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Holcus lanatus</i>	Hohniggras
<i>Juncus acutiflorus</i>	Spitzblütige Binse
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse
<i>Leontodon autumnale</i>	Herbst-Löwenzahn
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpfhornklee
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich
<i>Myosotis scorpioides</i>	Sumpf-Vergißmeinnicht
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras
<i>Poa trivialis</i>	Gemeines Rispengras
<i>Polygonum amphibium</i> var. <i>terr.</i>	Wasser-Knöterich
<i>Potentilla repens</i>	Kriechendes Fingerkraut
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Wald-Simse
<i>Sparganium erectum</i>	Igelkolben
<i>Symphytum officinale</i> ssp. <i>officinale</i>	Beinwell
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Löwenzahn

Tab. 7.12 b: Pflanzenarten der Untersuchungsflächen F2 und F5 (alphabetisch sortiert)**Untersuchungsfläche F2**

<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	Weißes Straußgras
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Rasen-Schmiele
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras
<i>Lolium perenne</i>	Englisches Raygras
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Grasmiehe (R.-L.-Art)
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee

Untersuchungsfläche F5

<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras-Bestände, vereinzelt
<i>Calystegia sepium</i>	Ufer-Winde
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Eupatorium cannabinum</i> ssp. <i>cannabinum</i>	Wasserdost
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie
<i>Lycopus europaeus</i>	Gewöhnlicher Wolfstrapp
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Polygonum amphibium</i> forma <i>terr.</i>	Wasserknöterich (Landform)
<i>Populus nigra</i> <i>hyb.</i>	Hybridpappel
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere
<i>Rorippa palustris</i>	Sumpf-Kresse
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest
<i>Symphytum officinale</i> ssp. <i>officinale</i>	Gemeiner Beinwell

Östlich an die Untersuchungsfläche F5 angrenzende Mähwiese

<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	Weißes Straußgras
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge
<i>Eleocharis palustris</i> agg.	Gewöhnliches Sumpfried
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Juncus bulbosus</i>	Knollen-Binse
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras
<i>Ranunculus flammula</i> ssp. <i>flammula</i>	Brennender Hahnenfuß

Ausweichfläche, Wald südlich der Untersuchungsfläche F5

<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engenwurz
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Seggen
<i>Eupatorium cannabinum</i> ssp. <i>cannabinum</i>	Wasserdost
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel

Ausweichfläche, Wald westlich der Untersuchungsflächen F2 und F5

<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle
<i>Betula pendula</i>	Sand-Birke
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke
<i>Frangula alnus</i>	Faulbaum
<i>Lonicera periclymenum</i>	Geißblatt
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adlerfarn
<i>Quercus robur</i>	Eiche
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere
<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel

Übergangsbereich zwischen westlichem Wald und Untersuchungsfläche F5

<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost
<i>Calystegia sepium</i>	Ufer-Winde
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras

Ausweichfläche, Wald östlich der Untersuchungsflächen F2 und F5

<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gilb-Weiderich
<i>Populus tremula</i>	Zitter-Pappel
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adler-Farn
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeeren
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder

Tab. 7.12 c: Pflanzenarten der Untersuchungsfläche F3 (alphabetisch sortiert)

Untersuchungsfläche F3

Sukzessionsvariante

<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge
<i>Galeopsis spec.</i>	Hohlzahn
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse
<i>Lysimachis vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Polygonum amphibium</i> var. <i>terr.</i>	Wasser-Knöterich
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Symphytum officinale</i>	Gewöhnlicher Beinwell
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute

Einschnittvariante

<i>Agrostis stolonifera</i> B46	Weißes Straußgras
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz
<i>Barbarea spec.</i>	Barbarakraut
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Tresse
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
<i>Cardamine pratense</i>	Wiesen-Schaumkraut
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge

<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge
<i>Elymus repens</i>	Gewöhnliche Quecke
<i>Galeopsis spec.</i>	Hohlzahn
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse
<i>Lysimachis vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Mentha arvensis</i>	Acker-Minze
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras
<i>Poa trivialis</i>	Gemeines Rispengras
<i>Polygonum amphibium</i> var. <i>terr.</i>	Wasser-Knöterich
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut
<i>Ranunculus flammula</i>	Brennender Hahnenfuß
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere
<i>Symphytum officinale</i>	Gewöhnlicher Beinwell
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute

Tab. 7.12 d: Pflanzenarten der Untersuchungsfläche F4 (alphabetisch sortiert)**Untersuchungsfläche F4****Schilfgebiet, trockener Bereich**

<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele
<i>Elymus repens</i>	Quecke
<i>Galium album</i>	Weißes Labkraut
<i>Holcus lanatus</i>	Honiggras
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel

Schilfgebiet, Hauptbereich zur Mühlenriede hin

<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz
<i>Bidens spec.</i>	Zweizahn
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel

Südexponierter Saum der Ausweichfläche

<i>Acer pseudo-platanus</i>	Berg-Ahorn
<i>Amoracia rusticana</i>	Meerrettich
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Artemisia vulgaris</i>	Beifuß
<i>Bromus hordeaceus</i> ssp. <i>hordeaceus</i>	Weiche Tresse
<i>Bromus sterilis</i>	Sterile Tresse
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Cornus sanguinea</i> ssp. <i>sanguinea</i>	Roter Hartriegel
<i>Corylus avellana</i>	Hasel
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuel-Gras
<i>Euonymus europaeus</i>	Europäisches Pfaffenhütchen
<i>Festuca ovina</i> agg.	Schaf-Schwingel
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel
<i>Fraxinus exelsior</i>	Esche
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau
<i>Holcus lanatus</i>	Honiggras
<i>Hypericum perforatum</i>	Johanniskraut
<i>Lolium perenne</i>	Raygras
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewöhnlicher Hornklee
<i>Medicago lupulina</i>	Hopfen-Klee
<i>Philadelphus coronarius</i>	Falscher Jasmin

<i>Phleum pratense</i>	Wiesen-Lieschgras
<i>Plantago lanceolata</i>	Schmalblättriger Wegerich
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehe
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
<i>Ribes alpinum</i>	Alpen-Johannisbeere
<i>Rosa canina</i> agg.	Hunds-Rose
<i>Rumex obtusifolius</i>	Stumpfbblättriger Ampfer
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder
<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>	Weiß-Lichtnelke
<i>Sisymbrium officinale</i>	Weg-Raute
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn
<i>Trifolium pratense</i>	Wiesen-Klee
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel
<i>Veronica arvensis</i>	Acker-Vergißmeinnicht

Nordexponierter Saum der Ausweichfläche

<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	Weißes Straußgras
<i>Alliaria petiolata</i>	Knoblauchsrauke
<i>Anthriscus pratensis</i>	Wiesenkerbel
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdiestel
<i>Convolvulus arvensis</i>	Acker-Winde
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuel-Gras
<i>Elymus repens</i>	Quecke
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau
<i>Holcus lanatus</i>	Honiggras
<i>Lapsana communis</i>	Rainkohl
<i>Lathyrus pratense</i>	Wiesen-Platterbse
<i>Matricaria discoidea</i>	Strahlenlose Kamille
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergißmeinnicht
<i>Poa nemoralis</i>	Hain-Rispengras
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
<i>Poa trivialis</i>	Gemeines Rispengras
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehengebüsch
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere
<i>Rumex acetosa</i>	Großer Sauerampfer
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>	Weiß-Lichtnelke
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gamander-Ehrenpreis

Tab. 7.13: Namensverzeichnis der Tierarten

<i>Apodemus sylvaticus</i>	Waldmaus
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher
<i>Arvicola terrestris</i>	Ostscherm Maus
<i>Asio otus</i>	Waldohreule
<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard
<i>Clethrionomys gapperi</i>	Gappers Rötelmaus
<i>Dipodomys stephensi</i>	Känguruhratte
<i>Martes foina</i>	Steinmarder
<i>Martes martes</i>	Baum marder
<i>Mastomys natalensis</i>	Vielzitzenmaus
<i>Microtus californicus</i>	Kalifornische Wühlmaus
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	Wiesenmaus (Meadow vole)
<i>Oryzomys palustris</i>	Sumpf-Reisratte
<i>Peromyscus leucopus</i>	Weißfußmaus
<i>Peromyscus maniculatus</i>	Hirschmaus
<i>Strix aluco</i>	Waldkauz
<i>Talpa europaea</i>	Europäischer Maulwurf
<i>Tyto alba</i>	Schleiereule

Danksagung

Mein erster Dank gilt Prof. Dr. Hans Klingel für das Überlassen des Forschungsprojektes, die Betreuung der Arbeit sowie für die vielen Anregungen und die gute Zusammenarbeit.

Prof. Dr. Heinz Gerd Wolff danke ich für die Übernahme des Koreferats sowie für die Zurverfügungstellung des Raumes und die freundliche Aufnahme im Physiologischen Institut.

Für die besonders engagierte und oftmals spontane Hilfe bei der Freilandarbeit sowie für die jederzeitige Unterstützung bedanke ich mich besonders bei Marc Stüben.

Bei Angélica Verónica Serrano Padilla möchte ich mich für die langjährige gute Arbeitsgemeinschaft und für die vielen wissenschaftlichen und nicht wissenschaftlichen Anregungen bedanken.

Ein besonderer Dank gilt auch Anke Hoffmann für die enge und konstruktive Zusammenarbeit bei der Auswertung, für das kritische Durchsehen des Manuskriptes und für die angenehme gemeinschaftlich verbrachte Arbeits- und Freizeit.

Für den regelmäßigen „Gedankenaustausch“ und die interessanten Diskussionen über Kleinsäugerthemen bedanke ich mich bei Andreas Hugo, Silke Sohler und Carsten Weile, wobei ich mich bei letzterem auch für die präzise Durchsicht des Manuskriptes und viele weitere nützliche Hilfen bedanken möchte.

Didier Hollart danke ich für seine engagierte Hilfeleistung bei der Ausarbeitung der Arbeit ebenso wie Dr. Manfred Kasprzyk für seine wertvollen Tips. Allgemein danke ich allen anderen Mitarbeitern der Ethologie und Physiologie, Angela Traudt, Katja Eckhoff und Eva Saxinger, für die nette Arbeitsatmosphäre und angenehm verbrachte Arbeitszeit.

Bei Dr. Heiko Saxel bedanke ich mich darüber hinaus für seinen immerwährenden Arbeitseinsatz bei Störungsfällen des PCs. In diesem Zusammenhang gilt ein besonderer Dank Karsten Wulfes für seine oftmals zeitaufwendigen Hilfeleistungen am Rechner und für das Programmieren des Auswertprogrammes für die Gewichtserfassung.

Olaf Borkowski danke ich für die umfassende Unterstützung bei der Vegetationsaufnahme und für weitere diesbezügliche Hilfestellungen.

Ein weiterer Dank gilt auch Dr. Reinhold Kratz, Leiter des BMBF-Verbundvorhabens „Ökosystemmanagement für Niedermoore“, Teilprojekt Drömling, in Zusammenhang mit der Nutzung der Untersuchungsfläche im Drömling.

Für die Hilfe in der statistischen Auswertung danke ich Dr. Dagmar Söndgerath.

Meinem Lebensgefährten Michael Jenz danke ich für seine Unterstützung, vielseitige Hilfe und Geduld. Ein Dankeschön gilt ebenso meiner Familie, die mich im Studium und in meiner weiteren Arbeit in jeglicher Hinsicht stets unterstützte.

Allgemein gilt mein Dank all denen, die mir hilfreich bei meiner Arbeit zur Seite standen und die hier nicht erwähnt sind.

Lebenslauf

Daten zur Person

Petra Kosel
geboren am 09.01.1970
in Hamburg
ledig
deutsch

1 SCHULAUSBILDUNG

1976-1980	Grundschule Broitzem, Braunschweig
1981-1983	Orientierungsstufe Leonhardstraße, Braunschweig
1983-1989	Wilhelm-Gymnasium, Braunschweig, mit dem Abschluß der Allgemeinen Hochschulreife

2 HOCHSCHULSTUDIUM

1989-1995	Studium der Biologie an der Technischen Universität Braunschweig
1992	Vordiplom
1995	Diplom 1995 mit dem Diplomarbeitsthema „Aktivitätsrhythmik der Zwergmaus <i>Micromys minutus</i> “

3 BERUFSPRAXIS

Oktober 1995-September 1997	Anstellung als Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Technischen Universität Braunschweig für das Forschungsprojekt „Kleinsäugern in Überschwemmungsgebieten“, Thema der Dissertation
Oktober 1996 bis Mai 1997	gutachterliche Tätigkeit zur UVS „Ortsumgehung Fallersleben, Kleinsäuger“
seit November 1998	Beschäftigung in einer AB-Maßnahme des Landkreises Gifhorn als Diplom-Biologin